

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE**

**PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS**

**NÍVIA RAQUEL OLIVEIRA ALENCAR**

**PROCESSOS HIDROGEOQUÍMICOS ENVOLVIDOS NA  
SALINIZAÇÃO DOS RESERVATÓRIOS ALGODOEIRO E  
TRÊS BARRAS SITUADOS NA REGIÃO DO BAIXO SÃO  
FRANCISCO NO ESTADO DE SERGIPE**

**SÃO CRISTÓVÃO – SE**

**2020**

**NÍVIA RAQUEL OLIVEIRA ALENCAR**

**PROCESSOS HIDROGEOQUÍMICOS ENVOLVIDOS NA  
SALINIZAÇÃO DOS RESERVATÓRIOS ALGODOEIRO E TRÊS  
BARRAS SITUADOS NA REGIÃO DO BAIXO SÃO FRANCISCO NO  
ESTADO DE SERGIPE**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos da Universidade Federal de Sergipe como um dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos.

**Orientador: Prof. Dr. José do Patrocínio Hora Alves**  
**Coorientadora: Profa. Dra. Adnivia Santos Costa Monteiro**

SÃO CRISTÓVÃO – SE

2020

**FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL  
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE**

A368p Alencar, Nívia Raquel Oliveira  
Processos hidrogeoquímicos envolvidos na salinização dos reservatórios Algodoeiro e Três Barras situados na região do baixo São Francisco no estado de Sergipe / Nívia Raquel Oliveira Alencar ; orientador José do Patrocínio Hora Alves. – São Cristóvão, SE, 2020.  
119 f. : il.

Dissertação (mestrado em Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Sergipe, 2020.

1. Recursos hídricos. 2. Água – Análise – Medição. 3. Salinização da água. 4. Evaporação (Meteorologia). 5. Regiões áridas. 6. Reservatórios – Sergipe. 7. Métodos de simulação. I. Alves, José do Patrocínio Hora, orient. II. Título.

CDU 556.18(813.7)

**NÍVIA RAQUEL OLIVEIRA ALENCAR**

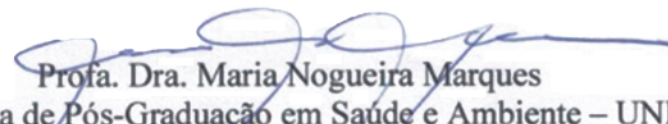
**PROCESSOS HIDROGEOQUÍMICOS ENVOLVIDOS NA SALINIZAÇÃO DOS  
RESERVATÓRIOS ALGODOEIRO E TRÊS BARRAS SITUADOS NA REGIÃO DO  
BAIXO SÃO FRANCISCO NO ESTADO DE SERGIPE**


Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos da Universidade Federal de Sergipe como um dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos.

Aprovada em: 23 de fevereiro de 2020.

  
Prof. Dr. José do Patrocínio Hora Alves  
Orientador

  
Profa. Dra. Adnivia Santos Costa Monteiro  
Coorientadora

  
Profa. Dra. Maria Nogueira Marques  
Programa de Pós-Graduação em Saúde e Ambiente – UNIT

  
Prof. Dr. Silvânio Silvério Lopes Costa  
Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos - UFS

SÃO CRISTÓVÃO – SE

2020

Dedico este trabalho à minha família que tanto amo: minha mãe maravilhosa Josefa (Josy), meus irmãos Israel, Judá e Olívia Rebeca, meu precioso sobrinho Lucas, minhas cunhadas Ailana e Hozileide e meu pai Ilário.

Aos meus orientadores: Dr. José do Patrocínio e Dra. Adnivia Monteiro

“Tudo o que fizerem, façam de todo o coração, como para o Senhor, e não para os homens, sabendo que receberão do Senhor a recompensa da herança. É a Cristo, o Senhor, que vocês estão servindo” (Colossenses 3:23-24).

## AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, a Deus – Senhor compassivo e misericordioso, muito paciente, rico em amor e em fidelidade (Salmos 86:15) –, pelo amor perfeito e por ter estendido graças sobre minha vida, dando-me forças para chegar além do que eu imaginava.

Aos meus familiares – mamãe Josy, irmãos Israel, Judá e Olivia Rebeca, minhas cunhadas Ailana e Hozileide e meu pai Ilário –, por todo amor e incentivo durante o período da pós-graduação.

Agradeço a João Sampaio e Dona Socorro Sampaio pelo apoio e ajuda durante minha carreira e parte da minha vida. Pelo carinho, cuidado, amor e prontidão, muito obrigada!

Ao meu querido e ilustre professor e orientador Dr. José do Patrocínio Hora Alves, por ser em vários momentos, como um pai zeloso, atencioso, paciente e principal colaborador do meu crescimento acadêmico, e me ajudou diretamente a desenvolver esse trabalho. Profissional que admiro e me espelho, meu muito obrigada!

Agradeço a minha professora e coorientadora Dra. Adnivia Santos Costa Monteiro, pela dedicação e ensinamentos durante todo o mestrado. Obrigada por compartilhar seus conhecimentos e experiências, sempre dando força e encorajamento para enfrentar os desafios durante toda a pós-graduação.

Agradeço Igor Santos Silva, por dedicar seu tempo para me ajudar, pela paciência, carinho e incentivo durante as atividades do curso.

Ao corpo docente do programa de pós-graduação em Recursos Hídricos, em especial, professor Dr. Inajá Francisco de Sousa, Dr. Ariovaldo Antônio Tadeu Lucas, Dr. Antenor de Oliveira Aguiar Netto, Dr. Carlos Alexandre Borges Garcia e Dr. André Quintão de Almeida pela ajuda durante a pós-graduação.

Aos meus colegas de mestrado (2018.1), pelos aprendizados que trocamos ao longo das disciplinas e trabalhos desenvolvidos, principalmente, Wendel de Melo Massaranduba, João Marcos Salles, Josefa Raimunda Dória e Wallace Melo.

Meus agradecimentos, em especial, para Eveline Leal da Silva, que se tornou aliada na elaboração de trabalhos científicos e na construção do conhecimento ao longo da jornada do mestrado, sendo mais que colega de turma, uma amiga, que esteve comigo em vários momentos, sendo solidária, compreensiva e parceira de longas e boas conversas.

À família Rolemberg (Adailza, Jardel, Sarah, Letícia, Daniele, Jhonatan e Deise) pelo acolhimento em Sergipe, pelo tratamento especial, pelo apoio, carinho e ensinamentos.

Aos meus amigos e irmãos em Cristo: Lucas Queiroz e Elizabeth Brito, pela ajuda nos momentos de fragilidade emocional, pelas orações, palavras de incentivo, diálogos agradáveis e produtivos, brincadeiras e alegrias. Meu agradecimento, carinho e amizade!

Ao Laboratório de Tecnologia e Monitoramento Ambiental – LTMA, representado por Filipe Sobral e Silvânio Costa, pela disponibilização do espaço físico para desenvolvimento desse trabalho.

Esse trabalho utilizou os dados gerados no Projeto “Monitoramento de Mananciais Superficiais e Reservatórios do Estado de Sergipe”. Por isso apresento meus agradecimentos à Superintendência Especial de Recursos Hídricos e Meio Ambiente (SERHMA) e ao Instituto Tecnológico e de Pesquisas de Sergipe (ITPS)

Ao CNPq: Esse estudo é parte do projeto “Geoquímica dos processos que controlam a salinização dos reservatórios de Sergipe”, aprovado na Chamada Universal 2018, e conta com financiamento do CNPq. O presente trabalho foi realizado com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001. Portanto, meus agradecimentos ao CNPQ e CAPES.

**A TODOS, MEUS SINCEROS AGRADECIMENTOS!**

*“Tu és o meu Deus; graças te darei! Ó meu Deus, eu te exaltarei! Deem graças ao Senhor, porque ele é bom; o seu amor dura para sempre” (Salmos 118:28-29).*

## RESUMO

Uma dificuldade encontrada no gerenciamento de reservatórios superficiais é sua vulnerabilidade a fatores naturais e antrópicos que interferem em suas características, e, um dos maiores problemas a ser enfrentado é a salinização das águas, em especial, em regiões semiáridas pela oscilação pluviométrica e evaporação intensa. Pesquisas em hidrogeoquímica têm buscado responder questões sobre as mudanças químicas que ocorrem em águas submetidas a evaporações sucessivas. Nesse caso, foram estudados os mecanismos que controlam o processo de salinização dos reservatórios Algodoeiro e Três Barras situados na região do baixo São Francisco, estado de Sergipe. Para isso, foram utilizados os parâmetros de temperatura, pH, sólidos totais dissolvidos,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  e  $\text{Cl}^-$  referente às amostras de água superficial coletadas nos períodos de 1996, 2013, 2014, 2017 e 2018. Para avaliar as variações geoquímicas utilizou-se estatística multivariada – Análise de Componentes Principais, às principais razões iônicas e simulações de evaporação pela ferramenta de modelagem direta do *software* PHREEQC. Os resultados mostraram que, de acordo com o diagrama de Gibbs, a evaporação-cristalização é o principal mecanismo que controla o processo de salinização dos reservatórios. As águas dos reservatórios Algodoeiro e Três Barras, majoritariamente, foram classificadas como sulfatadas-cloretadas-sódicas pelo diagrama de Piper, e com “excepcionalmente alto” risco de salinização para irrigação, de acordo com o diagrama de salinidade do USSL. A análise estatística não mostrou diferenças entre sazonalidade dos reservatórios, a análise de componentes principais dividiu as amostras pelo teor de salinização, sendo o reservatório Três Barras mais salinizado. Através das razões iônicas foram comprovados presença de dissolução da halita e forte processo de troca iônica reversa entre sódio e cálcio, com contribuição menor dos minerais calcita e dolomita. A modelagem pelo PHREEQC confirmou que a evaporação foi o principal fenômeno responsável pela salinização dos reservatórios, concentrando íons de sódio, cloreto, sulfato e magnésio na água. Foram encontradas perdas de evaporação de 50% e 58% de água para os reservatórios Algodoeiro e Três Barras respectivamente. Com o aumento da salinização foi observada a supersaturação e precipitação da calcita e da dolomita no reservatório Algodoeiro, subsaturação da calcita e supersaturação da dolomita para o reservatório Três Barras. Para ambos os reservatórios a halita e gipsita permaneceram subsaturadas, em constante processo de dissolução.

**Palavras-Chave:** Modelagem Hidrogeoquímica, Semiárido, Razões Iônicas, PHREEQC.



## ABSTRACT

One difficulty encountered in the management of surface reservoirs is their vulnerability to natural and man-made factors that interfere with their characteristics, and one of the biggest problems to be faced is the salinization of waters, especially in semi-arid regions due to rainfall and intense evaporation. Research in hydrogeochemistry has sought to answer questions about the chemical changes that occur in waters subjected to successive evaporations. In this case, the mechanisms that control the salinization process of the Algodoeiro and Três Barras reservoirs located in the lower São Francisco region, state of Sergipe, were studied. For this, the parameters of temperature, pH, total dissolved solids,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  and  $\text{Cl}^-$  were used for the surface water samples collected in the periods of 1996, 2013, 2014, 2017 and 2018. To assess geochemical variations, multivariate statistics - Principal Component Analysis was used, with the main ionic ratios and evaporation simulations by the direct modeling tool of the PHREEQC software. The results showed that, according to the Gibbs diagram, evaporation-crystallization is the main mechanism that controls the salinization process of the reservoirs. Mostly, the waters of the Algodoeiro and Três Barras reservoirs were classified as sulfated-chlorinated-sodium by the Piper diagram, and with “exceptionally high” risk of irrigation salinization, according to the USSSL salinity diagram. The statistical analysis did not show differences between the seasonality of the reservoirs, the main component analysis divided the samples by the salinization content, with the Três Barras reservoir being more salinized. Through the ionic reasons, the presence of the dissolution of halite and a strong reverse ion exchange process between sodium and calcium were proven, with a minor contribution of the minerals calcite and dolomite. The PHREEQC modeling confirmed that evaporation was the main phenomenon responsible for the salinization of the reservoirs, concentrating sodium, chloride, sulfate and magnesium ions in water. Evaporation losses of 50% and 58% of water were found for the Algodoeiro and Três Barras reservoirs respectively. As salinization increased, calcite and dolomite supersaturation and precipitation were observed in the Algodoeiro reservoir, calcite subsaturation and dolomite supersaturation for the Três Barras reservoir. For both reservoirs, halite and gypsum remained subsaturated, in a constant process of dissolution.

**Keywords:** Hydrogeochemical Modeling, Semiarid, Salinization, PHREEQC

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

<b>Figura 1</b> - Diagrama de Gibbs (1970).....	27
<b>Figura 2</b> - Diagrama de Piper (Piper, 1944).....	29
<b>Figura 3</b> - Localização dos reservatórios Algodoeiro e Três Barras no estado de Sergipe.....	36
<b>Figura 4</b> - Características geológicas do Estado de Sergipe.....	37
<b>Figura 5</b> - Minerais encontrados no Estado de Sergipe.....	38
<b>Figura 6</b> - Mapa do Uso e Cobertura do Solo do Estado de Sergipe.....	40
<b>Figura 7</b> - Registro fotográfico do Reservatório Algodoeiro.....	42
<b>Figura 8</b> - Precipitação média mensal, série histórica (1964 - 1998), evapotranspiração (COSTA, 1988) e temperatura média mensal (CLIMATEMPO, 2019) para Nossa Senhora da Glória.....	44
<b>Figura 9</b> - Capacidade de acumulação hídrica e volume útil acumulado para o período de 2010 a 2018 na região do reservatório Algodoeiro (Sistema de Acompanhamento de Reservatórios (ANA, 2019)).....	45
<b>Figura 10</b> - Registro fotográfico do Reservatório Três Barras.....	47
<b>Figura 11</b> - Precipitação média mensal, série histórica (1973 - 1996), evapotranspiração (COSTA, 1988) e temperatura média mensal (CLIMATEMPO, 2019) para a região de Graccho Cardoso.....	48
<b>Figura 12</b> - Capacidade de acumulação hídrica e volume útil acumulado para o período de 2010 a 2018 na região do reservatório Três Barras (Sistema de Acompanhamento de Reservatórios (ANA, 2019)).....	49
<b>Figura 13</b> - Diagrama de Piper (PIPER, 1944) para classificação das águas do Reservatório Algodoeiro (ALG) em diferentes períodos anuais.....	58
<b>Figura 14</b> - Diagrama de Piper (PIPER, 1944) para classificação das águas do Reservatório Três Barras (TBA) em períodos anuais distintos.....	60
<b>Figura 15</b> - Classificação das águas para irrigação (segundo o diagrama de salinidade do USSS) dos reservatórios Algodoeiro (ALG) e Três Barras (TBA).....	62
<b>Figura 16</b> - Distribuição nos eixos da PC1 e PC2 de água superficial dos reservatórios Algodoeiro (ALG) e Três Barras (TBA) nos períodos secos e chuvosos no plano formado por PC1 e PC2.....	65

<b>Figura 17</b> - Diagrama de Gibbs (1970) (a) cátions e (b) ânions relacionados com o STD para os reservatórios Três Barras e Algodoeiro.....	69
<b>Figura 18</b> - Relação entre o (a) $\text{Na}^+$ e $\text{Cl}^-$ e (b) $\text{Na}^+/\text{Cl}^-$ com o $\text{Cl}^-$ para os reservatórios Três Barras e Algodoeiro.....	70
<b>Figura 19</b> - Relação entre (a) $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) - (\text{SO}_4^{2-} + \text{HCO}_3^-)$ com o $(\text{Na}^+ - \text{Cl}^-)$ e (b) $(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$ com Cátions Totais para as amostras dos reservatórios Algodoeiro e Três Barras.....	72
<b>Figura 20</b> - Relação do $(\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-})$ com o $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$ para as amostras dos reservatórios Algodoeiro e Três Barras.....	73
<b>Figura 21</b> - (a) Relação do $\text{HCO}_3^-$ com o $\text{Ca}^{2+}$ e (b) do $\text{Ca}^{2+}$ com o $\text{SO}_4^{2-}$ para as amostras dos reservatórios Algodoeiro e Três Barras.....	74
<b>Figura 22</b> - Índice de saturação das principais fases minerais para o reservatório Algodoeiro.....	79
<b>Figura 23</b> - Evolução das concentrações iônicas na simulação da evaporação para o reservatório Algodoeiro (a) $\text{Na}^+$ e $\text{SO}_4^{2-}$ ; (b) $\text{Ca}^{2+}$ , $\text{Mg}^{2+}$ e $\text{HCO}_3^-$ plotadas com o cloreto.....	81
<b>Figura 24</b> - Índice de saturação das principais fases minerais para o reservatório Três Barras.....	86
<b>Figura 25</b> - Evolução das concentrações iônicas na simulação da evaporação para o reservatório Três Barras (a) $\text{Na}^+$ ; (b) $\text{Ca}^{2+}$ , $\text{Mg}^{2+}$ , $\text{SO}_4^{2-}$ , $\text{HCO}_3^-$ plotadas com o cloreto	87

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1</b> - Legenda dos tipos hidroquímicos do diagrama de Piper (Piper 1944).....	30
<b>Tabela 2</b> - Critérios para classificação da água quanto ao risco de salinidade e sodicidade para uso na irrigação.....	31
<b>Tabela 3</b> - Características do reservatório Algodoeiro.....	41
<b>Tabela 4</b> - Características do reservatório Três Barras.....	46
<b>Tabela 5</b> - Metodologia analítica usada na análise química das amostras.....	51
<b>Tabela 6</b> - Fases minerais adotadas nas simulações através do programa PHREEQC.....	53
<b>Tabela 7</b> - Características físico-químicas da água de superfície do reservatório Algodoeiro em período sazonal e anual distintos.....	56
<b>Tabela 8</b> - Características físico-químicas da água superficial do reservatório Três Barras em variados períodos sazonais e anuais.....	57
<b>Tabela 9</b> - Distribuição das variáveis e valores das componentes principais para as águas dos reservatórios Algodoeiro e Três Barras.....	64
<b>Tabela 10</b> - Matriz de correlação de Spearman para os parâmetros de qualidade da água ( $\text{mg L}^{-1}$ ).....	66
<b>Tabela 11</b> - Pares de água inicial (menos salinizada) e água final (mais salinizada), referente aos melhores resultados nos testes de modelagem usando o PHREEQC, para o reservatório Algodoeiro (entre parênteses os STD em $\text{mg L}^{-1}$ ).....	76
<b>Tabela 12</b> - Características químicas das amostras de água do reservatório Algodoeiro usadas na modelagem hidrogeoquímica.....	76
<b>Tabela 13</b> - Resultados da modelagem para o reservatório Algodoeiro e comparação com a estatística das amostras coletadas e com a amostra final.....	77
<b>Tabela 14</b> - Pares de água inicial (menos salinizada) e água final (mais salinizada), que deram melhores resultados nos testes de modelagem usando o PHREEQC, para o reservatório Três Barras (entre parênteses os STD em $\text{mg L}^{-1}$ ).....	83
<b>Tabela 15</b> - Características químicas das amostras de água do reservatório Três Barras usadas na modelagem hidrogeoquímica.....	83

<b>Tabela 16</b> - Resultados da modelagem para o reservatório Três Barras e comparação com a estatística das amostras coletadas e com a amostra final.....	84
---	----

## **LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS**

**ACP** – Análise de Componentes Principais

**ANA** – Agência Nacional das Águas

**APHA** – American Public Health Association

**CE** – Condutividade Elétrica

**DUR** – Dureza

**DNOCS** – Departamento de Obras contra a Seca

**EMBRAPA** – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

**EUA** – Estados Unidos da América

**FUNCEME** – Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos

**HIDROWEB** – Sistema para visualização e disponibilização de dados e informações hidrológicas

**INPUT** – Entrada de Dados

**IS** – Índice de Saturação

**ITPS** – Instituto Tecnológico e de Pesquisas do Estado de Sergipe

**PC** – Componentes principais

**SAR** – Razão de Adsorção de sódio

**SAR** – Sistema de Acompanhamento de Reservatórios

**SE** – Sergipe

**SERHMA** – Superintendência Especial de Recursos Hídricos e Meio Ambiente de Sergipe

**SMEWW** – Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater

**STD** – Sólidos Totais Dissolvidos

**UFS** – Universidade Federal de Sergipe

**USDA** – States Department of Agricultural

**USGS** – Serviço Geológico do EUA

**USSL** – United States Salinity Laboratory

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>15</b>
<b>2 OBJETIVOS.....</b>	<b>17</b>
2.1 OBJETIVO GERAL.....	17
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	17
<b>3 REVISÃO DA LITERATURA .....</b>	<b>18</b>
3.1 ASPECTOS HIDROQUÍMICOS DE ÁGUAS SUPERFICIAIS .....	18
3.2 SALINIZAÇÃO DE RESERVATÓRIOS SUPERFICIAIS .....	22
3.3 FERRAMENTAS E REPRESENTAÇÕES GRÁFICAS DE AVALIAÇÃO HIDROQUÍMICA .....	24
3.3.1 Razões Iônicas.....	24
3.3.2 Análise Estatística Multivariada .....	25
3.3.3 Diagrama de Gibbs.....	27
3.3.4 Diagrama de Piper .....	29
3.3.5 Classificação das águas para irrigação .....	30
3.4 MODELAGEM HIDROGEOQUÍMICA – PHREEQC.....	31
<b>4 MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>35</b>
4.1. ÁREA DE ESTUDO.....	35
4.1.1 Bacia Hidrográfica do Baixo rio São Francisco.....	35
4.1.2 Características Geológicas e Ocupação do Solo do Baixo rio São Francisco.....	36
4.1.3 Reservatório Algodoeiro.....	41
4.1.4 Reservatório Três Barras .....	46
4.2 AMOSTRAGEM E ANÁLISE QUÍMICA .....	50
4.3 TRATAMENTO DE DADOS .....	51
4.4 MODELAGEM HIDROGEOQUÍMICA DIRETA .....	52
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>55</b>

5.1 CLASSIFICAÇÃO HIDROQUÍMICA E ANÁLISE ESTATÍSTICA .....	58
5.2 PROCESSOS HIDROGEOQUÍMICOS .....	68
5.2.1 Razões Iônicas .....	68
5.3 MODELAGEM HIDROGEOQUÍMICA DO RESERVATÓRIO ALGODOEIRO .....	75
5.4 MODELAGEM HIDROGEOQUÍMICA DO RESERVATÓRIO TRÊS BARRAS .....	82
<b>6 CONCLUSÃO.....</b>	<b>89</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>91</b>
<b>APÊNDICE A – INPUT do script PHREEQC para a melhor modelagem direta do reservatório Algodoeiro.....</b>	<b>118</b>
<b>APÊNDICE B – INPUT do script PHREEQC para a melhor modelagem direta do reservatório Três Barras .....</b>	<b>119</b>



## 1 INTRODUÇÃO

A água é um bem natural essencial à vida e um recurso fundamental para manutenção e desenvolvimento da sociedade (BARROS *et al.*, 2011; FALKENMARK, 2019). Por motivo de má distribuição hídrica e clima favorável à seca, o semiárido brasileiro é marcado por possuir altas temperaturas na maior parte do ano, totais pluviométricas variantes e irregulares, tendo médias pluviométricas em torno de 700 mm anuais e elevada evaporação (RAMALHO, 2013; ARAÚJO *et al.*, 2015; SANTOS; SOUSA, 2018). À vista disso, a necessidade de reservas de água para manutenção das atividades e atendimento da população em períodos de crise hídrica é fundamental.

Os reservatórios e barragens artificiais são um dos principais recursos hídricos interiores, usados como uma estratégia de armazenamento de água, encontrados especialmente no Nordeste do Brasil, região marcada por prolongados períodos de estiagem (PALÁCIO *et al.*, 2011; ALBUQUERQUE *et al.*, 2016).

Apesar da confiabilidade que os reservatórios apresentam para atendimento das demandas de água, a sua construção têm efeitos transformadores nos rios como a mudança do regime fluvial, fragmentação do rio, o aumento das perdas por evaporação, o maior tempo de residência da água, impactos sobre as comunidades aquáticas e um dos maiores problemas dessas reservas de água é a salinização (CARPENTER *et al.*, 2011; BRAGA JÚNIOR; MELO; DINIZ FILHO, 2017).

As águas sujeitas à elevada evaporação, tornaram-se salinas, atingindo em alguns casos, concentrações de sais que impedem seu uso para consumo humano e agricultura, principalmente no período de estiagem, quando ocorre diminuição do escoamento e elevadas temperaturas na região (MEIRELES *et al.*, 2007; CAREY; FULWEILER, 2012; SILVA; ARAÚJO NETO, 2016).

Águas contidas em reservatórios estão mais suscetíveis a problemas de salinização, pois apresentam pouca movimentação hídrica. A salinização se dá através de processos naturais: abióticos e bióticos como intemperismo, precipitação e evaporação (GIBBS, 1970; WAHED *et al.*, 2015a) bem como também atividades antrópicas como manejo irregular de irrigação, efluentes domésticos e absorção pela vegetação (BAKER *et al.*, 2008; SILVA-FILHO *et al.*, 2009; BARNES; RAYMOND, 2009; CAREY; FULWEILER, 2012; CONNOR *et al.*, 2014).

Geralmente, a ocorrência desse problema no Nordeste brasileiro é mais recorrente nas regiões do semiárido, pois as condições climáticas favorecem o processo de evaporação da água, levando um aporte de sais ao corpo hídrico. Outros aspectos, como a formas geométricas inadequadas – devido à falta de planejamento inicial no momento da sua construção, estruturas de armazenamento rasas, açudes que nunca sangraram, sem renovação das águas – (SUASSUNA, 2005; SANTOS; PEIXOTO; ALVES, 2017), dentre outros fatores, favorecem a concentração salina causada pela evaporação intensa (ANDRADE *et al.*, 2006; ARAÚJO NETO *et al.*, 2010; LEMOS; NETO; DIAS, 2010).

Além da evaporação, que é um fator típico em regiões semiáridas, outros fatores podem favorecer a salinização de águas represadas, como a idade do reservatório, inundação, atividades agrícolas e lixiviação de materiais solúveis presentes no solo através do escoamento superficial das águas das chuvas (SANTOS *et al.*, 2004; KAUSHAL *et al.*, 2017).

Kaushal *et al.* (2013) sugeriram que as atividades humanas contribuíram para acelerar o intemperismo de fontes geológicas e entradas adicionais de sais na água. Mais tarde, Kaushal, (2017) enfatizou que tanto ação humana quanto o clima e geologia estão contribuindo para o aumento da salinização da água doce no mundo.

Os reservatórios Algodoeiro e Três Barras, ambos situados na região do baixo São Francisco, no estado de Sergipe, localizados no polígono das secas, são reservatórios muito importantes para as comunidades locais, tendo em vista as várias finalidades desse tipo de estrutura de armazenamento, como pesca, consumo humano, dessedentação animal e lazer adotados pelos usuários (ALBUQUERQUE *et al.*, 2016; GARCIA *et al.*, 2017).

O estudo desses reservatórios é relevante para identificação da origem e evolução dos componentes presentes na água, sua relação com o meio ambiente local e os possíveis níveis de evaporação que afetam a qualidade da água dos reservatórios.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar os processos hidrogeoquímicos envolvidos na salinização dos reservatórios Algodoeiro e Três Barras, situados na região do baixo São Francisco, no Estado de Sergipe, interpretando o comportamento evolutivo dos íons e fases minerais que atuam nos mananciais.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- ✓ Conhecer os mecanismos que controlam a química da água dos reservatórios;
- ✓ Classificar as águas com base nos cátions e ânions principais;
- ✓ Aplicar ao conjunto dos dados as técnicas de estatística multivariada (análise de componentes principais e análise de correlação) para obter informações sobre as diferenças entre a água dos dois reservatórios, entre os períodos secos e chuvosos e auxiliar na dedução das possíveis fontes que originaram essas diferenças;
- ✓ Avaliar através das razões iônicas, os processos geoquímicos que contribuíram para as variações da composição química das águas, decorrente da salinização dos reservatórios;
- ✓ Realizar a modelagem usando o *software* PHREEQC, para identificar as variações geoquímicas associadas à contínua evaporação da água dos reservatórios;
- ✓ Calcular os índices de saturação usando o PHREEQC, para identificar o comportamento das fases minerais durante o processo de salinização.

### 3 REVISÃO DA LITERATURA

#### 3.1 ASPECTOS HIDROQUÍMICOS DE ÁGUAS SUPERFICIAIS

No Brasil, os recursos hídricos são abundantes, porém mal distribuídos, não se restringindo apenas à quantidade, mas também à qualidade, à distribuição, acesso e uso (MARENGO, 2010; LIMA *et al.*, 2011; ANA, 2019). Como já elucidado por vários autores na literatura, a água é o solvente universal, e, na natureza, o ciclo hidrológico é o mecanismo que permite a mudança de estado físico bem como contato com diferentes ambientes, capaz de incorporar grandes quantidades de substâncias ao entrar em contato com minerais constituintes dos solos e rochas nos quais circula (TUNDIS; MATSUMURA-TUNDISI, 2008; REBOUÇAS, 2015; BISPO; GASPAROTTO, 2019; PINTO; DOS SANTOS, 2019).

Dentre as etapas do ciclo hidrológico é conferida uma natureza química à água que é determinada pelas substâncias químicas dissolvidas relacionadas aos diversos fatores intrínsecos e extrínsecos que contribuem para sua composição hídrica e podem influir na qualidade das águas, tanto superficiais como subterrâneas MENEGASSE, 2003; VON SPERLING, 2007; PIRATOBA *et al.*, 2017).

A geoquímica do solo e das rochas em uma bacia hidrográfica contribui para composição química da água a partir da drenagem de seus materiais para os rios e lagos mediante escoamento superficial (VON SPERLING, 2007; DREVER, 1997). Dessa maneira, solos agrícolas, por exemplo, enriquecidos por fertilizantes podem ser lixiviados pelo escoamento superficial durante eventos de chuva para águas fluviais (DODDS; SMITH, 2016).

Os rios são sistemas que transportam substâncias, podendo apresentar distintas concentrações de compostos nas nascentes, no meio e no baixo curso do corpo hídrico contribuindo nas características hídricas do manancial a jusante, como por exemplo, reservatórios (ZHANG *et al.*, 2010; ALVIM, 2016).

De maneira geral, os reservatórios de água superficial precisam de uma atenção particular pela sua vulnerabilidade aos fatores externos que interferem nas características químicas de suas águas (CAREY; FULWEILER, 2012; KAUSHAL, 2013; CONNOR *et al.*, 2014; KAUSHAL, 2016), e, são afetadas pelas atividades humanas, aumentando a frequência dos impactos relacionados à poluição e contaminação desses mananciais (RODRIGUES *et al.*,

2019). Além disso, a salinização de reservatórios é também considerada um dos problemas que modificam a qualidade das águas doces e vem sendo recorrente em várias regiões do mundo (WAHED *et al.*, 2015; BRAGA JÚNIOR; MELO; DINIZ FILHO, 2017).

Santos, Peixoto e Alves, (2017) indicam que durante os processos de salinização em reservatórios são originados minerais secundários, como: quartzo, feldspato, biotita, piroxênio e olivina, os quais são incorporados ao ambiente aquático na forma de íons solúveis e o conteúdo iônico das águas superficiais é determinado principalmente pelos íons maiores (cátions  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  e  $\text{K}^+$  e ânions  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  e  $\text{Cl}^-$ ), estes, por sua vez, apresentam conteúdo iônico em maior concentração (quantidades superiores a  $5,00 \text{ mg L}^{-1}$ ) (FEITOSA *et al.*, 2008).

Esses íons são foco de estudo no que se refere salinização das águas, tendo em vista a maior contribuição desses íons na salinização dos reservatórios (concentração iônica mais elevada), e inclusive, são usados como marcadores para identificar e investigar a causa dessa ocorrência (PALÁCIO *et al.*, 2011; WAHED *et al.*, 2014; WAHED *et al.*, 2015a; STEIN *et al.*, 2019).

Um dos elementos mais abundantes do planeta é o sódio – metal de cor prata, bastante instável, o qual reage rapidamente na presença de água –. Os seus sais são muito solúveis, por essa razão, toda água natural contém sódio (GARCIA; ALVES, 2006; LUCAS *et al.*, 2014; DOS ANJOS NEVES *et al.*, 2016).

As rochas com minerais carbonáticos (calcita, dolomita) e gipsita são as principais fontes dos íons cálcio, magnésio e sulfato respectivamente (BERTOLO *et al.*, 2016) e são controlados pelo bicarbonato.

Carneiro (2014) explica que a maioria das águas naturais tem seu pH controlado pelo sistema carbonato. Quando o  $\text{CO}_2$  atmosférico entra em contato com a água, se dissolve até atingir o equilíbrio. O ácido carbônico ( $\text{H}_2\text{CO}_3$ ), os íons bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ) e carbonato ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) são espécies envolvidas no equilíbrio do sistema carbonato e suas relações são dependentes da interação da solução com o meio em que está inserida. Fu *et al.* (2018) ressaltam que nas regiões áridas e semiáridas, durante os períodos mais secos, a saturação de íons carbonatos é recorrente e possui oscilação de concentração no decorrer do dia.

Os íons de cálcio, majoritariamente, ocorrem nos minerais de calcita, aragonita, dolomita e gipsita. No geral, os sais de cálcio precipitam como carbonato de cálcio (DREVER; HUNTER 1970). O plagioclásio anortítico e a apatita são as maiores fontes de cálcio nas rochas ígneas e metamórficas (LIMA, 2008). A dureza na água, de acordo com

Frías e Pinilla (2019), é causada pela presença de compostos de cálcio, magnésio, bicarbonato, carbonato e cloreto.

O cálcio, sódio, magnésio e potássio são íons ligados fracamente à estrutura silicatada dos minerais dos solos e das rochas, então, podem ser naturalmente incorporados na composição química da água. O pH influencia esse processo, sendo mais rápida a dissolução em ambiente mais ácido, assim como também a temperatura e grau de saturação interferem no comportamento de cada elemento (CARNEIRO, 2014).

Concentrações de cálcio e magnésio na água podem ser relacionadas com os processos de troca catiônica com as argilas, por exemplo, argilominerais esmectíticos, que são aluminosilicatos de sódio, cálcio, magnésio, ferro, potássio e lítio, que incluem: montmorilonita, nontronita, saponita, hectorita, sauconita, beidelita e volconsoíta (SANTOS, 1992; MURRAY, 2006).

Luiz *et al.* (2019) evidenciaram excessos de sódio em relação ao cloreto em águas do sul do Brasil, e associaram a troca catiônica intensa do sódio com o cálcio proveniente de argilominerais, como provavelmente, a esmectita.

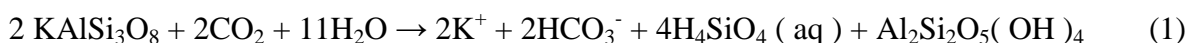
O íon de potássio advém dos minerais silicatos, como por exemplo: silvita (KCl), k-feldspato ( $\text{KAlSi}_3\text{O}_8$ ), biotita (mica de magnésio e ferro)  $((\text{H}_2\text{K})(\text{Mg}, \text{Fe})_3\text{Al}(\text{SiO}_4)_3)$  e muscovita (mica de potássio)  $(\text{KAl}_3\text{Si}_3\text{O}_{10}(\text{OH},\text{F})_2)$  (LØDØEN, 2010; WANG *et al.*, 2017). Os produtos dessas dissoluções podem reagir entre si, formando compostos insolúveis, em especial argilas, que ficam na água em estado coloidal, tendendo a fixar de forma irreversível o íon potássio, o que explica os baixos teores de potássio encontrados em geral (CARNEIRO, 2014).

Melo, Meurer e Pinto (2004) analisando a liberação do potássio de um Latossolo e um Nitossolo originados da rocha ígnea de basalto no Rio Grande do Sul, constataram que esses solos contêm pequenas quantidades de minerais primários, na forma de mica e feldspatos, que são fontes de potássio não trocável, além de esmectita hidroxil-Al entrecamadas, minerais secundários, fonte potencial para liberação desse íon. Já o estudo dirigido por Melo *et al.* (2004) em solos do Triângulo Mineiro apresentou reservas e liberação de potássio em fração areia dos solos originados de arenito e migmatito/micaxisto, associada à presença de minerais primários fontes de nutrientes, como mica e feldspato.

Os fertilizantes de nitrogênio e potássio usados na agricultura auxiliam na produção, melhorando o desempenho das culturas e no controle de pragas, mas, o uso indiscriminado dessas substâncias contribui para excessos de potássio no solo e, conseqüentemente, na água,

quando lixiviados pelo escoamento superficial durante a precipitação (MERCHÁN *et al.*, 2015).

Barzegar *et al.* (2017) consideraram que o potássio encontrado nas águas subterrâneas da planície de Tabriz, noroeste do Irã, pode originar-se do intemperismo de minerais contendo o íon potássio, como os feldspatos (equação 1), e também por atividades industriais e fertilizantes agrícolas onde os agricultores usam o potássio, e, mencionam que o fluxo de retorno da água de irrigação pode aumentar as concentrações totais desse íon.



O íon sulfato é a forma mais comum de enxofre e, em águas superficiais, ocorre através de dissolução de minerais como gipsita, anidrita, epsomita, entre outros (WANG *et al.*, 2017; BARZEGAR *et al.*, 2018), como também pode ser proveniente de contribuição antrópica, como descargas de esgotos domésticos e efluentes industriais (FREDDO, 2018).

O cloreto é um evaporito distribuído na natureza geralmente na forma de sais de sódio (NaCl), de potássio (KCl) e sais de cálcio (CaCl<sub>2</sub>). Derivam da dissolução de minerais ou da intrusão e aerossóis marinhos, pela deposição de efluentes industriais e urbanos e pelo intemperismo de rochas sedimentares (BRASIL, 2014; LUCAS *et al.*, 2014; DA SILVA *et al.*, 2018).

Alguns pesquisadores enfatizam que as características químicas das águas de superfície, como reservatórios, são influenciadas, principalmente, pelo caminho de fluxo da água de escoamento superficial até o desagüe final e relacionadas com a solubilidade dos minerais presentes na rocha mãe da bacia hidrográfica e na taxa de dissolução desses minerais (NIEROP; JANSEN; VERSTRATEN, 2002; GUIMARÃES; MELLO, 2006; POGGENBURG *et al.*, 2018).

### 3.2 SALINIZAÇÃO DE RESERVATÓRIOS SUPERFICIAIS

Ao longo de décadas houve um aumento da salinização da água doce em muitas regiões do mundo (SANTIAGO, 1984; SANTOS; OLIVEIRA; MASSARO, 2000; DE MONTETY *et al.*, 2008; PALÁCIO *et al.*, 2011; JEPPESEN *et al.*, 2015; SANTOS, 2017). A salinização anteriormente era considerada um problema ambiental restrito a regiões áridas. No entanto, atualmente é reconhecido como uma preocupação ambiental global que afeta também as regiões úmidas (KAUSHAL, 2013; KAUSHAL, 2016).

Todavia, é comum nas estações de estiagem hidrológica o aumento da temperatura favorecer a evaporação da água e, conseqüentemente, o incremento na concentração dos sais na água é mais intenso (KAUSHAL, 2013; SILVA; ARAÚJO NETO, 2016).

Além dos aspectos hidrológicos, o uso da terra desordenado - alterações da cobertura dos solos -, estrutura geológica natural, atividades agrícolas, dentre outros são agentes na salinização (SANTOS *et al.*, 2011; CARPENTER *et al.*, 2011; CONNOR *et al.*, 2014).

Braga *et al.* (2017) salientam que a hidrodinâmica é um fator que influencia na salinização de reservatórios, em especial, os construídos no semiárido brasileiro, estruturas com volume hídrico baixo e pequena profundidade, contribuem para a falta de circulação da água e lenta diluição dos minerais.

Sheela *et al.* (2012) mencionaram, ademais, que reservatórios localizados em áreas urbanizadas, que possuem baixa velocidade de fluxo e maior tempo de retenção sem circulação, podem sofrer uma poluição particularmente maior em razão das atividades antropogênicas.

Estudos anteriores encontrados na literatura de (DOS SANTOS *et al.*, 2000; PAULINO; TEIXEIRA, 2012; OLIVEIRA, 2012) apontam três principais fatores causadores de salinização, que são:

1º - entrada de águas superficiais com elevadas concentrações de sais (como afluentes, por exemplo).

2º - evaporação excessiva.

3º - águas acumuladas nos reservatórios por um grande período sem renovação.

Existe uma lacuna nos estudos a cerca de uma abordagem geoquímica do processo de salinização das águas contidas em reservatórios superficiais. Através da análise geoquímica, baseada na composição dos íons maiores, tipologia geológica e no uso de modelos que



simulem a evaporação da água natural, é possível identificar os minerais responsáveis pela composição salina da água e interpretar as variações químicas que ocorrem na água quando submetida a evaporações sucessivas (LEVY; AMRHEIN, 2011; WAHED *et al.* 2015a).

À vista disso, algumas pesquisas têm sido realizadas para entender o comportamento dos íons e o processo de salinização das águas superficiais, a fim de entender as causas e fatores que interferem nas características naturais dessas águas.

Silva e Araújo-Neto (2016) analisaram as variáveis hidroquímicas relacionadas com a qualidade da água de 10 reservatórios pertencentes à sub-bacia do Alto Jaguaribe, Ceará, por meio da técnica estatística multivariada de análise de agrupamentos. De acordo com resultados, as águas dos reservatórios da sub-bacia do Alto Jaguaribe apresentam moderado risco à salinidade de maneira geral. Os açudes Broco e Favelas obtiveram as maiores concentrações de sais dentre os estudados, com valores acima dos limites para consumo humano e irrigação, fato ocorrido pela baixa capacidade de retenção dos reservatórios, elevada taxa de evaporação e baixa pluviosidade, acarretando aumento da concentração de sais do corpo hídrico.

Batista (2019) investigou os mecanismos que dominam a qualidade da água superficial em quatro reservatórios do semiárido cearense, e, concluiu que a variabilidade hidroclimática interfere nos parâmetros hidroquímicos. Os reservatórios apresentaram a ocorrência de salinização, com dominância de sódio entre os cátions e bicarbonato e cloreto entre os ânions, sendo que, de acordo com as razões iônicas, o aumento gradual da concentração de cloreto advém da dissolução da halita e os resultados mostraram que o processo geoquímico dominante nas águas dos reservatórios é a dissolução de carbonatos e gipsita.

Jalali, Zarei e Gutiérrez (2019) avaliaram as principais fontes de salinização da água do reservatório de Gotvand, no Irã e os resultados mostraram que as amostras de superfície foram classificadas, predominantemente, como sulfatadas-cálcicas. Mas, as amostras de fundo e de transição são do tipo cloretadas-sódicas, mostrando que há uma evolução química (salinização) da jusante ao longo do reservatório, do tipo bicarbonatada-sulfatada para cloretadas-sódicas. As evidências geológicas e geomorfológicas, dados hidrogeoquímicos e assinatura isotópica revelaram que a dissolução da halita é a principal causa de salinização no reservatório.

### 3.3 FERRAMENTAS E REPRESENTAÇÕES GRÁFICAS DE AVALIAÇÃO HIDROQUÍMICA

Pesquisas em hidrogeoquímica têm buscado responder questões sobre as características e o comportamento das concentrações iônicas presentes na água, constituição e evolução química a fim de descobrir as causas e fatores que interferem em suas características (LEVY; AMRHEIN, 2011; WAHED *et al.*, 2014; WAHED *et al.*, 2015a; KAUSHAL, 2016; BARZEGAR *et al.*, 2018; ZHANG *et al.*, 2018).

Esses estudos são importantes, uma vez que, as características hidrogeológicas são fatores-chave na tomada de decisão da gestão de recursos hídricos e imprescindíveis para o entendimento da relação com o meio em que um dado corpo hídrico está inserido (SOUSA, 2018). Associados a razões iônicas, modelagem hidroquímica, representações gráficas, diagramas de classificação, dentre outros, ajudam a destacar relações entre íons de uma mesma amostra, entre amostras de diferentes áreas ou amostras de épocas diferentes (CARNEIRO, 2014).

#### 3.3.1 Razões Iônicas

Uma forma de avaliar as características hidrogeoquímicas de mananciais superficiais e subterrâneos é através do uso de razões iônicas, que são amplamente utilizadas (CARNEIRO, 2014; MERCHÁN *et al.*, 2015; BARZEGAR *et al.*, 2018; YANG *et al.*, 2018; ZHANG *et al.*, 2018) e permitem indicar o relacionamento com o litotipo do qual a água se origina e alcançar uma compreensão dos processos hidrogeoquímicos envolvidos e que controlam as variações na qualidade da água (ITABAINA *et al.*, 2018).

Processos hidroquímicos como a erosão, a meteorização de silicatos, a troca iônica direta e reversa e a evaporação (WAHED *et al.*, 2014; WAHED *et al.*, 2015a; ZHANG *et al.*, 2018; BARZEGAR *et al.*, 2018) podem ser identificados usando as razões iônicas nos estudos hidroquímicos de águas continentais.

Saou *et al.* (2012) utilizaram as razões iônicas  $\text{Na}^+/\text{Cl}^-$ ,  $\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}/\text{Cl}^-$ ,  $\text{B}/\text{Cl}^-$ ,  $\text{Br}/\text{Cl}^-$ ,  $\text{Li}/\text{SO}_4^{2-}$  e  $\text{Sr}/\text{Ca}^{2+}$  como uma das ferramentas para estudar os mecanismos que

controlam a química da água e a salinidade da bacia de Soummam, na Argélia. Os autores constataram que, a intrusão da água do mar na zona costeira e a influência dos afloramentos de gipsita na zona a montante, foram os principais fatores que controlam a química e a salinidade na bacia.

Através do uso de razões iônicas  $\text{Na}^+/\text{Cl}^-$ ,  $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}/(\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-})$  e  $\text{Ca}^{2+}/\text{HCO}_3^-$ , Askri (2015) estudou águas continentais na planície de Salalah, País Árabe, e encontrou a dissolução da halita e a troca iônica reversa com material argiloso como fatores que controlam a química das águas da região. O autor concluiu que a intrusão da água do mar, a dissolução da halita e o uso de fertilizantes na agricultura foram as principais fontes de salinização da água subterrânea na área de estudo.

Yang *et al.* (2018) aplicaram razões iônicas na bacia de Qaidam e encontraram diferentes processos geoquímicos (precipitação e dissolução) que controlam a química da água da bacia, sendo os principais processos, a dissolução de halita e albita, precipitação de dolomita e caolinita e troca catiônica.

### 3.3.2 Análise Estatística Multivariada

O uso de análise estatística multivariada tem sido utilizado com sucesso para apoiar a gestão dos recursos hídricos e extrair informações significativas a partir dessas bases de dados (ZHANG *et al.*, 2010). Esta técnica é amplamente empregada (JOHNSON; WICHERN, 2002; GOMES *et al.*, 2010; ZUFFO *et al.*, 2016; HONGYU, 2016; GUMBO *et al.*, 2016; SILVA; GOVEIA, 2019), visto que, permite entender o comportamento dos dados no meio ambiente estudado e reduz a proporção do conjunto de dados, permitindo gerar número de dados mais enxutos e que representam o comportamento da totalidade de dados (SOUZA; POPPI, 2012; CARNEIRO, 2014).

Palácio *et al.* (2011) empregaram a análise de componentes principais para águas superficiais do Estado Ceará, e encontraram redução de sete para dois componentes, sendo que o primeiro componente explicou 57,28% e o segundo, 26,77% da variância total. Os parâmetros mais representativos na variabilidade da salinidade das águas foram  $\text{Cl}^-$ , CE,  $\text{Na}^+$  e  $\text{Mg}^{2+}$ , relacionados com a solubilidade dos sais. Os autores descobriram, através de análise de agrupamento hierárquico, que as águas dos reservatórios eram diferenciadas em quatro grupos

distintos, sendo, grupo 1, influenciado pela composição química das rochas, presença dos aerossóis marinhos e alta evaporação; o grupo 2, pela composição química das rochas do cristalino e presença de rochas calcárias; os grupos 3 e 4, além das condições naturais, sofreram acréscimo na salinidade em função das atividades antrópicas exercidas nas proximidades dos reservatórios.

Zhang *et al.* (2018) encontraram através da análise de componentes principais três componentes principais (PCS) de autovalores maiores que 1, que representaram a variação total de 74,4% das amostras, sendo o PC1 responsável por 50,2% da variância total com carga forte para o STD, sódio, cálcio, magnésio e bicarbonato – mostrando tendência geral das amostras, sendo provenientes da dissolução de carbonatos e minerais de silicato, PC2 com 12,6% da variância e carga positiva média de cálcio e sulfato e PC3 (11,6% de variância) que incluiu o cloreto – relacionada à atividade antropogênica ou à dissolução da halita.

Com o propósito de avaliar as variações na qualidade da água de reservatórios situados na região Centro Sul do estado de Sergipe, Lima (2015) constatou pela análise de componentes principais que a salinização é o principal processo que explica as variações na qualidade da água dos reservatórios, sendo reveladas duas componentes principais (PC1, 97,0%; PC2, 2,1%) e juntas explicaram 99,1 % da variância total conjunto dos dados. A primeira componente (PC1) está fortemente associada (peso  $> 0,70$ ) aos componentes minerais da água (CE, DUR, STD,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ), sendo relacionada com processo de salinização das águas. A segunda componente (PC2) discriminou a qualidade da água entre os períodos seco e chuvoso.

Qu *et al.* (2015) investigando a qualidade da água a montante do rio Yangtzé, na China, com base na análise de íons principais, identificaram que a química da água nas cabeceiras do rio é afetada por intemperismo mineral, causado pelos íons de sulfato, magnésio e cálcio – efeito da erosão física e do desgaste químico no solo das rochas locais, além da influência de afloramentos de águas subterrâneas e processo de evaporação-cristalização.

Alencar *et al.* (2018) estudaram os processos geoquímicos envolvidos na salinização de três reservatórios situados no interior do Estado do Sergipe. Os autores, através do diagrama de Gibbs identificaram que a evaporação é o processo que domina as concentrações iônicas das águas. Interpretou-se a evolução geoquímica das águas através do modelo evolutivo de Hardie-Eugster (1970) modificado por Drever (1982), em que, à medida que a evaporação progride e os minerais atingem seu limite de saturação, ocorre uma série de

divisões químicas. Foi observada a precipitação dos minerais calcita e gipsita e, consequentemente, a diminuição de íons de cálcio e sulfato, e a dissolução da halita, por sua vez, contribuindo para aumentos da concentração de íons de sódio e cloreto nas águas.

### 3.3.3 Diagrama de Gibbs

Para identificar os mecanismos que controlam a química da água, Gibbs (1970), no decorrer de uma investigação mundial, explanou os principais mecanismos naturais que controlam a química da água na terra:

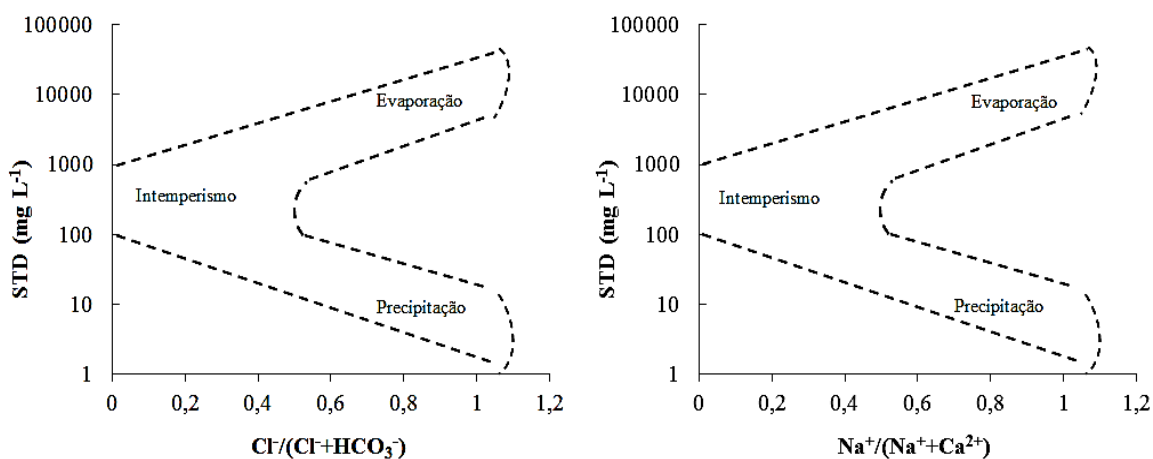
I. Precipitação Atmosférica – processo responsável pela composição química dos mananciais localizados em áreas com elevada precipitação.

II. Intemperismo das Rochas – ocorre geralmente em áreas de precipitação intermediária.

III. Evaporação-Cristalização – processo natural de maior influência em mananciais localizados em regiões de baixa precipitação (principalmente regiões áridas e semiáridas).

Gibbs (1970) propôs a razão dos ânions  $\text{Cl}^-/(\text{Cl}^- + \text{HCO}_3^-)$  e dos cátions  $\text{Na}^+ / (\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$  correlacionados com STD, posicionados em um diagrama em formato de “boomerang”, como mostra a Figura 1, indicando mecanismo responsável pela composição química dessa água.

**Figura 1** - Diagrama de Gibbs (1970).



Fonte: Autoria própria.

Observa-se na Figura 1 que na extremidade inferior direita do diagrama é identificado a região em que há predominância da precipitação atmosférica, processo responsável pela composição química dos mananciais localizados em áreas com elevada precipitação atmosférica (representa baixa salinidade); na região central do “*boomerang*”, o intemperismo é o processo de maior influência, ocorre geralmente em áreas de precipitação intermediária (indica salinidade moderada); enquanto que na extremidade superior direita a evaporação-cristalização predomina, sendo o processo natural de maior influência em mananciais localizados em regiões áridas (reflete salinidade elevada). Resultados fora do “*boomerang*”, são provocados por outros fatores como interferência antrópica de acordo com Selvakumar *et al.* (2017).

Através do diagrama de Gibbs, Mattos (2017) encontrou a precipitação atmosférica como mecanismo que controla a química das águas subterrâneas, em Lençóis, nordeste do Brasil, o que demonstrou baixa interação água-rocha nessa região.

O diagrama de Gibbs indicou que a água subterrânea na região de Khoy, noroeste do Irã, estudados por Barzegar *et al.* (2018), é controlada pelos mecanismo de intemperismo e evaporação/cristalização e a alta salinidade das águas subterrâneas se deu pela alta solubilidade dos minerais evaporíticos, por exemplo, halita e gipsita.

Já para o lago Qarum, no Egito, Wahed *et al.* (2015a) constataram forte salinidade nas águas superficiais, e identificaram o processo de evaporação-cristalização, indicada pelo diagrama de Gibbs, como mecanismo principal que controla a química das águas do lago.

Qu *et al.* (2015) identificaram através do diagrama de Gibbs que os fatores que afetam a composição química das águas do rio Yangtze são diferentes ao longo do fluxo, evoluindo de intemperismo para evaporação.

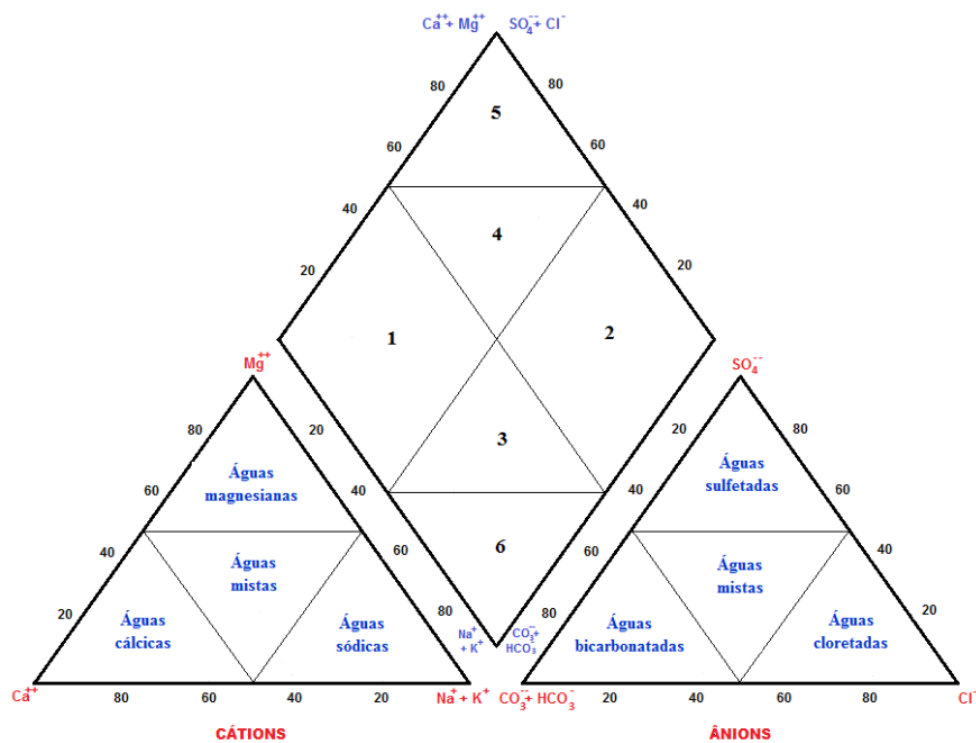
Zhang *et al.* (2017) aplicando o mesmo gráfico em águas subterrâneas da bacia Laizhou Bay, na China, verificaram que a maioria das amostras de águas superficiais eram dominadas pela ação do intemperismo, e a evaporação foi identificada como principal fator responsável pela química das águas subterrâneas salobras e salinas estudadas.

Silva *et al.* (2019) estudaram um reservatório salinizado na bacia do rio Vaza-Barris, estado do Sergipe, e constataram, através do diagrama de Gibbs (1970), que a evaporação é o principal processo que controla a química da água, fenômeno, por sua vez, responsável pela salinização do reservatório.

### 3.3.4 Diagrama de Piper

O diagrama de Piper é um diagrama trilinear, resultante da plotagem das proporções dos cátions ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ) e ânions ( $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ) em dois diagramas triangulares respectivos, combinando as informações de ambos os triângulos em um losango situado entre os mesmos (SANTOS 2016), e, a partir dessas combinações, é possível identificar o tipo de água que está sendo estudada (SANTOS, 2016) (Figura 2 e Tabela 1).

**Figura 2** - Diagrama de Piper (Piper, 1944).



**Fonte:** Autoria própria.

O Diagrama de Piper, embora simples, é muito utilizado (ZHANG *et al.*, 2018; SENTHILKUMAR *et al.*, 2019; MGBENU; EGBUERI 2019; HE, 2019; CORRÊA, 2019) para classificação e comparação de distintos grupos de águas quanto aos íons dominantes. A representação gráfica pode evidenciar possíveis relações entre íons de uma mesma amostra, ou ressaltar variações temporais ou espaciais existentes.

**Tabela 1** - Legenda dos tipos hidroquímicos do diagrama de Piper (Piper 1944).

Posição	Classificação das águas	Abreviação
1	Bicarbonatadas Cálcicas	$\text{Ca}^{2+}\text{-HCO}_3^-$
2	Sódicas Cloretadas Sulfatadas	$\text{Na}^+\text{-Cl}^-\text{-SO}_4^{2-}$
3	Cálcicas Sódicas Bicarbonatadas	Mista - $\text{Ca}^{2+}\text{-Na}^+\text{-HCO}_3^-$
4	Cálcicas Magnesianas Cloretadas	Mista - $\text{Ca}^+\text{-Mg}^+\text{-Cl}^-$
5	Cálcicas Cloretadas	$\text{Ca}^{2+}\text{-Cl}^-$
6	Bicarbonatadas Sódicas	$\text{Na}^+\text{-HCO}_3^-$

### 3.3.5 Classificação das águas para irrigação

Quando se trata do estudo sobre a qualidade da água para irrigação, o gráfico de classificação das águas para irrigação que relaciona a RAS (Razão de Adsorção de sódio), proposto pelo United States Salinity Laboratory (USSL), é comumente utilizado (THEBALDI *et al.*, 2015; BATISTA *et al.*, 2016; STEFANO *et al.*, 2019). A razão usa os dados dos cátions e da condutividade elétrica e classifica a água quanto ao teor sodicidade e salinidade (MÖBÜS, 2014). Dentre os critérios para classificação da água para fins de irrigação, a classificação proposta pelo USSL um dos mais aceitos atualmente.

A Tabela 2 mostra os critérios para classificação da água para uso na irrigação, considerando os aspectos de salinidade e sodicidade das águas, proposto pelo United States Department of Agricultural - USDA (RICHARDS, 1954).



**Tabela 2** - Critérios para classificação da água quanto ao risco de salinidade e sodicidade para uso na irrigação.

<b>Classe</b>	<b>Salinidade - CE <math>\mu\text{S cm}^{-1}</math></b>	<b>Risco</b>
C <sub>1</sub>	< 250	Baixo
C <sub>2</sub>	250 - 750	Médio
C <sub>3</sub>	750 - 2250	Alto
C <sub>4</sub>	> 2250	Muito alto
<b>Sodicidade - RAS</b>		
S <sub>1</sub>	RAS <10	Baixo
S <sub>2</sub>	10 < RAS < 18	Médio
S <sub>3</sub>	18 < RAS < 26	Alto
S <sub>4</sub>	26 < RAS < 30	Muito alto

**Fonte:** Adaptado de USDA (RICHARDS, 1954).

### 3.4 MODELAGEM HIDROGEOQUÍMICA – PHREEQC

Modelos hidrogeoquímicos envolvem uma série de equações matemáticas que dependem das reações químicas inerentes aos processos geoquímicos que ocorrem num dado sistema hídrico (GOMES, 2012; ITABAIANA, 2018). O PHREEQC é um software desenvolvido para realizar uma grande variedade de cálculos geoquímicos, especiação, reação em lote e transporte unidimensional e modelagens hidrogeoquímicas (PARKHURST; APPELO, 2013).

Esse software é livre e foi elaborado pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS) para uma grande variedade de cálculos hidrogeoquímicos, baseado em um modelo de associação iônica aquosa. Foi escrito em linguagem de programação, mas atualmente já existem aplicações em outras linguagens, como python. Ao utilizar o programa é necessário escolher qual base de dados será utilizada, entre as várias disponibilizadas pelo programa: Amm.dat, ColdChem.dat, Pitzer.dat, phreeqc.dat, wateq4f.dat, e minteq.dat. A escolha vai de acordo com o fenômeno a ser analisado, geralmente, a base phreeqc.dat é a mais aplicada pela variedade de dados (PARKHURST; APPELO, 2013).

Existem basicamente duas versões do PHREEQC, a versão em que se requer um maior conhecimento da estrutura e do código que hoje está na versão 3, e a versão Interativa,

utilizada nesse trabalho, que possui telas mais acessíveis com todas as ferramentas que o PHREEQC pode oferecer. Dentre suas aplicações, destacam-se os cálculos de índice de saturação e especiação, caminhos de reação, cálculo de transporte advectivo envolvendo reações irreversíveis, mistura de soluções, equilíbrio gasoso, reações de complexação superficial, trocas iônica, e modelagem direta e inversa (PARKHURST; APPELO, 1999; PARKHURST; APPELO, 2013).

O índice de saturação (IS), em especial, é usado para identificar e entender o comportamento das fases durante a evaporação. Essa determinação possibilita, ainda, a suposição e predizeres sobre a reação entre água e minerais usando dados químicos, sem a necessidade de amostragem da fase sólida e análise mineralógica (MERKEL; PLANNER-FRIEDRICH, 2012).

As modelagens geoquímicas geralmente utilizadas pelo PHREEQC são a direta e inversa, sendo a modelagem direta capaz de realizar simulações de perda de mol da água. Com esse recurso é possível, através do programa, projetar a evolução geoquímica da água, considerando como dados de entrada a composição química da água de um ponto inicial, suas fases reativas (minerais e gases) e se obter a provável composição da água após reações predeterminadas. Essa ferramenta vem sendo comumente utilizada para estudos em regiões áridas e semiáridas e testes de evaporação de água, em especial, águas superficiais (DEMUELENAERE, 2010; LEVY; AMRHEIN, 2011; WAHED *et al.*, 2014; KIRABIRA *et al.*, 2015; SILVA *et al.* 2019; STEIN *et al.*, 2019; ALENCAR *et al.*, 2019).

A modelagem inversa, por sua vez, é possível determinar os processos responsáveis pelas mudanças na composição química da água, produzidas por precipitações e dissoluções de fases reativas presentes na litologia da região e processos de trocas iônicas de íons metálicos. Nessa modelagem, uma solução aquosa é considerada mistura de soluções que reage com minerais e gases produzindo a composição química observada em uma segunda solução aquosa. Dessa forma, são gerados modelos que tentam explicar os processos químicos que ocorreram em solução (SANTIAGO, 2010). Normalmente é uma ferramenta utilizada para estudos de mananciais subterrâneos (LUIZ; DA SILVA, 2017; ZHANG *et al.* 2018; MACPHERSON; SULLIVAN, 2019; LIU; YANG; SUN, 2019).

No Sul do Brasil, o sistema Aquífero Santa Maria localizado na depressão central do Estado do Rio Grande do Sul foi estudado por Luiz e Da Silva (2017). Os autores usaram no estudo modelagem hidrogeoquímica, através do software PHREEQC, para cálculos de especiação química e índice de saturação de fases minerais, a fim de identificar os processos

geoquímicos que decorrem no aquífero com relação aos seus minerais constituintes. Como resultado da modelagem, foi possível observar forte interação água/rocha, predominância dos processos de dissolução de minerais, com destaque para os minerais do tipo carbonatados e aporte mineralógico proveniente das rochas sedimentares. Os minerais de mica, caulinita e esmectita apresentaram-se supersaturados e a modelagem geoquímica não constatou supersaturação dos sais de sódio, revelando que seu enriquecimento na água é provável pela sua adsorção dos argilominerais através de troca catiônica.

Pela ausência de estudos anteriores a cerca da hidrogeoquímica do lago Qarun, localizado no deserto ocidental de Egito, Wahed *et al.* (2015a) fizeram um estudo detalhado sobre o mesmo. Usando a modelagem de evaporação pelo programa PHREEQC para simular a evolução geoquímica de águas de drenagem superficial. Foi descoberto que os principais íons  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Cl}^-$  e  $\text{SO}_4^{2-}$  foram concentrados no lago mediante constante evaporação, enquanto  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{HCO}_3^-$ , retirados do meio aquoso pela precipitação de calcita. A composição principal final da água do lago Qarun foi do tipo  $\text{Na}^+ - \text{Mg}^{2+}; \text{SO}_4^{2-} - \text{Cl}^-$ .

O software PHREEQC foi utilizado por Kirabira *et al.* (2015) para estudo sobre salinização de água superficial do lago Katwe, lago de sal hidroquimicamente do tipo carbonato, localizado no sudoeste de Uganda, país da África Oriental. Através do software foi possível fazer a simulação geoquímica do caminho de cristalização e evaporação natural da água do lago, e calcular os índices de saturação das fases minerais que contribuem para a composição química da água. Os resultados mostraram que, com a sequência da evaporação, ocorrem precipitações de sais minerais (como minerais de sulfatos, cloretos e carbonatos) quando atingem a saturação. Constataram, ainda, que durante o processo de concentração evaporativa, as salmors do lago tornam-se enriquecidas em  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{HCO}_3^-$  e  $\text{CO}_3^{2-}$  e empobrecem em  $\text{Cl}^-$  e  $\text{SO}_4^{2-}$  com precipitação maciça de halitos.

Yang *et al.* (2018) desenvolveram um estudo hidrogeoquímico sobre a evolução hidroquímicas das águas subterrâneas da bacia de Qaidam e ao norte das Montanhas Kunlun, região árida do noroeste da China. Os autores fizeram o uso de isótopos de oxigênio, razões iônicas para identificar a origem os componentes presentes na água. A ferramenta de modelagem geoquímica inversa, pelo PHREEQC, foi aplicada tendo em vista determinar as reações químicas que controlam a química das águas subterrâneas, e o cálculo quantitativo da transferência de massa mineral de um ponto para outro ponto, no mesmo caminho de fluxo. Os resultados desse estudo mostraram uma evolução de salinização ao longo da bacia

hidrográfica, o STD da água subterrânea aumentou gradualmente de menos salinizado para salino ( $462,50 \text{ mg L}^{-1}$  -  $19.604,40 \text{ mg L}^{-1}$ ).

Levy e Amrhein (2011) no Novo México, EUA, realizaram uma investigação da evolução geoquímica do Briny Pool – um tipo de piscina natural – através de simulação de evaporação pelo programa PHREEQC. Os autores observaram a dissolução da dolomita ( $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ ) e precipitação de calcita e/ou aragonita ( $\text{CaCO}_3$ ), que produz uma água com baixo teor de cálcio e contendo concentrações de magnésio superiores a alcalinidade. Conforme a evaporação continuada, uma segunda divisão química acontece, quando a água fica saturada em relação à hidromagnesita ( $\text{Mg}_5(\text{CO}_3)_4(\text{OH})_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ ) e continua a evoluir para uma salmoura em que se predomina o sulfato de magnésio ( $\text{MgSO}_4$ ). Ainda, com os cálculos de especiação de solução, modelagem inversa e direta realizados usando o código de especiação geoquímico no software PHREEQC, a modelagem geoquímica avançada previu que a precipitação de cloreto solúvel e sulfatos de Ca-Mg (halita, epsomite, bloedita e polialita) ocorrerão com progressão da evaporação.

Abboud (2018) estudou águas subterrâneas no norte da Jordania usando o PHREEQC para cálculo do índice de saturação de espécies minerais, para auxiliar na compreensão do comportamento dos mesmos nas águas. O autor descobriu, dentre várias informações, que a calcita, dolomita e fluorita variaram de estados saturados a subsaturados, mostrados pelos sinais negativos (insaturado) e positivos (saturado). Já os minerais de gipsita, anidrita e halita permaneceram insaturadas. Esses resultados permitiram inferir que a supersaturação e precipitação de calcita, dolomita e fluorita causou a diminuição na quantidade de cálcio nas águas e com a subsaturação da gipsita, anidrita e halita indica dissolução desses minerais nas águas subterrâneas.

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1. ÁREA DE ESTUDO

#### 4.1.1 Bacia Hidrográfica do Baixo rio São Francisco

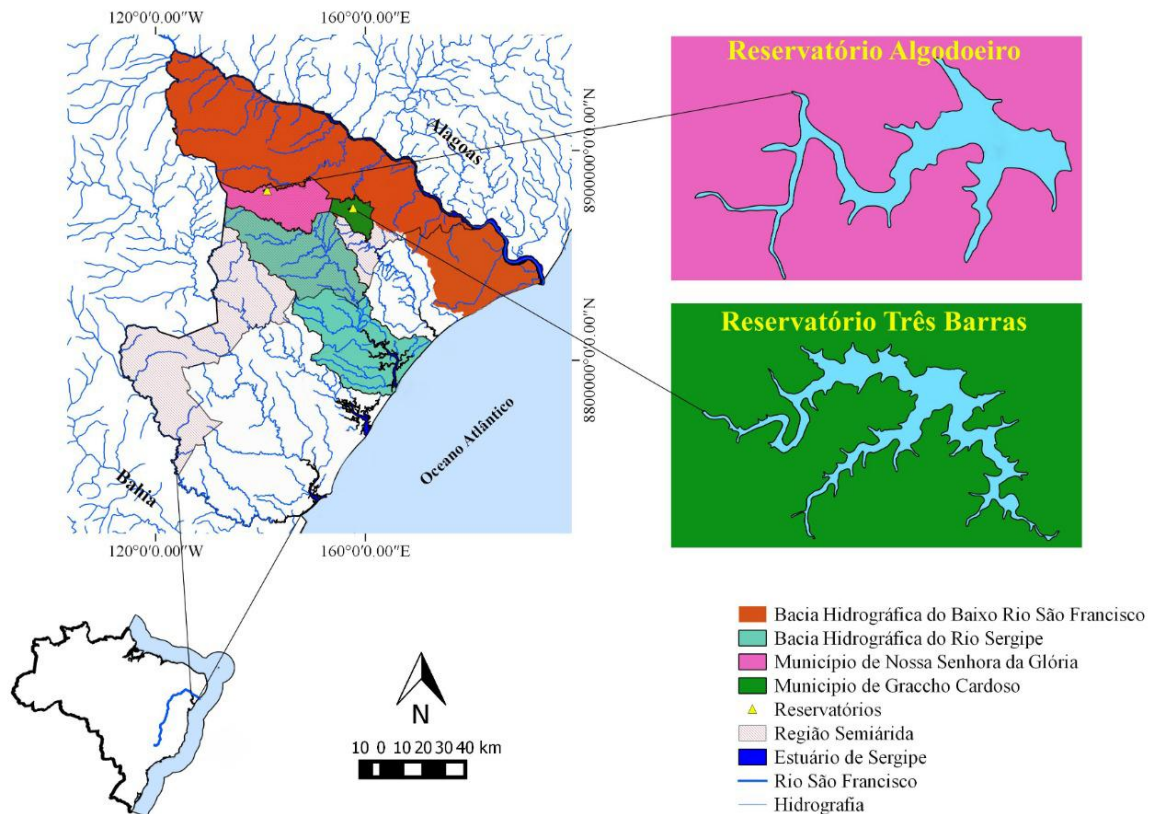
A bacia hidrográfica do rio São Francisco se divide em quatro unidades fisiográficas, sendo a região do Alto São Francisco, que representa 19% da área da bacia, que vai da nascente até a cidade de Pirapora/MG; região do Médio São Francisco, que se estende de Pirapora/MG a Remanso/BA, corresponde a 55% da bacia; região do Submédio São Francisco, que vai de Remanso/BA até Paulo Afonso/BA (24% da bacia) e a região do Baixo São Francisco que vai de Paulo Afonso/BA até a foz correspondente a 7% da bacia (ANA, 2002). Seu percurso total passa por 507 municípios (CBHSF, 2017).

A bacia do Baixo rio São Francisco abrange um total de 28 municípios no estado de Sergipe, Nordeste do Brasil, e ocupa uma área de 7.042,6 km<sup>2</sup> (ANA/GEF/PNUMA/OEA, 2002), englobando 16 municípios que fazem parte do semiárido, e outros 12 que não estão inseridos nesta classificação (SUDENE, 2014). Aproximadamente 53,8% da área da bacia do rio São Francisco (343.784,1 km<sup>2</sup>) está incluída no polígono das secas (CODEVASF, 2001).

O Estado sergipano possui uma demanda hídrica de 505.296.996 m<sup>3</sup>/ano. Sendo mais da metade localizada na bacia do Baixo rio São Francisco, um total de 269.137.303 m<sup>3</sup>/ano. Na mesma bacia se encontram as mais importantes áreas irrigadas do Estado (SERHMA, 2010).

A área estudada abrange dois importantes reservatórios situados na bacia hidrográfica do Baixo rio São Francisco. O Reservatório Algodoeiro, localizado no município de Nossa Senhora da Glória, e o reservatório Algodoeiro, no município de Graccho Cardoso (Figura 3).

**Figura 3** - Localização dos reservatórios Algodoeiro e Três Barras no Estado de Sergipe.



**Fonte:** Adaptado de SERHMA (2018).

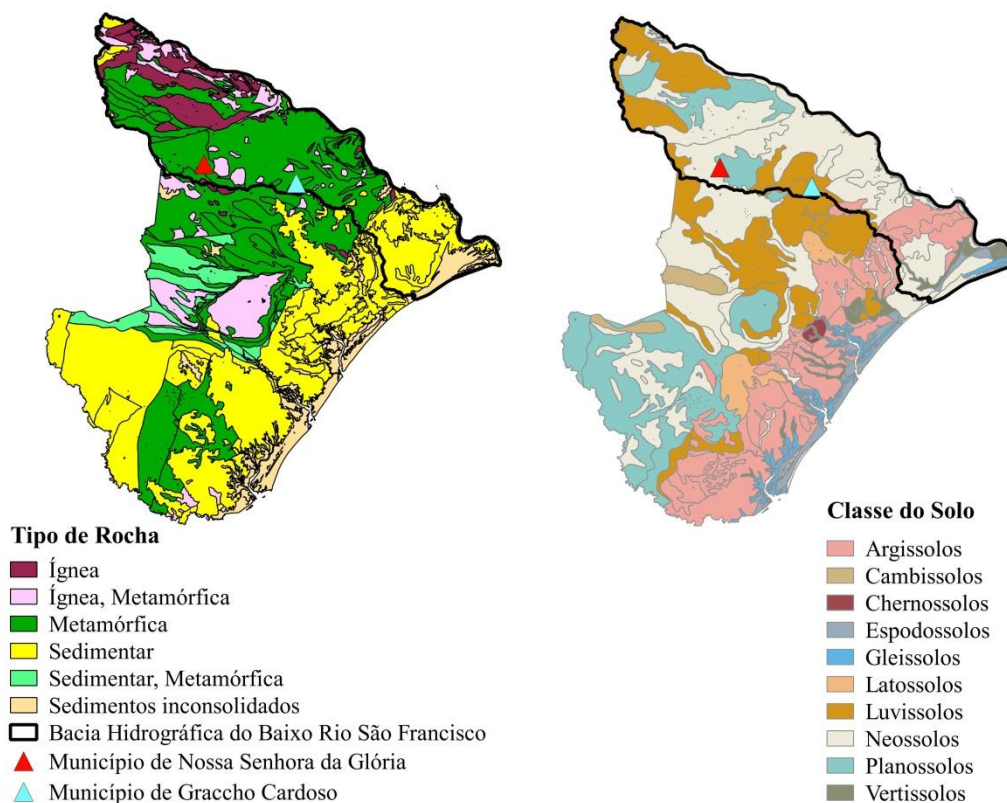
#### 4.1.2 Características Geológicas e Ocupação do Solo do Baixo rio São Francisco

Os solos do nordeste do Brasil, em especial na região semiárida, são predominantes do desenvolvimento de rochas metamórficas diversas, destacando-se pelos tipos gnaisses, xistos e filitos, principalmente os pertencentes às classes dos solos do tipo Neossolos, Luvisolos, Planossolos e Argissolos com base nos dados do Instituto Nacional do Semiárido (OLIVEIRA *et al.*, 2009; BRASIL, 2010).

A Figura 4 mostra a divisão e os tipos geológicos do Estado de Sergipe. Com um total de 21.915,116 km<sup>2</sup> de área territorial, o Estado sergipano é constituído pelos seguintes terrenos geológicos: Embasamento Cristalino; Metassedimentos e Metavulcânicas; Bacias Sedimentares e Formações Cenozóicas, associados a uma grande variedade de tipos litológicos. Esses terrenos foram denominados aqui de domínios hidrogeológicos do Embasamento Cristalino – Indiviso; das Metassedimentares/Metavulcânicas; das Bacias Sedimentares, dividido em três subdomínios compreendendo as bacias do Tucano,

Sergipe/Alagoas e Rio do Peixe; e o das Coberturas Detríticas – Indiviso, compreendendo os depósitos das Formações Cenozóicas indiferenciadas (SILVA *et al.*, 2014).

**Figura 4** - Características geológicas do Estado de Sergipe.



**Fonte:** Adaptado de SERHMA (2018).

Moura *et al.* (2017) identificaram 12 classes de solos no Baixo São Francisco, com predomínio do Neossolo Litólico, ocupando 30,7% da bacia hidrográfica, mas, somados os percentuais das quatro classes de Neossolos (Flúvico, Litólico, Quartzarênico e Regolítico) obtêm-se 48,86% de ocupação no baixo São Francisco, seguido do Argissolo com 27,13%. Na área de estudo encontram-se as seguintes classes de solos predominantes: Neossolos e Planossolos na região do reservatório Algodoeiro e, majoritariamente, Luvissolos na região do reservatório Três Barras (Figura 4).

Toda a região do Estado possui abundância de minerais carbonatos (como calcita e dolomita), grupo de minerais dos filossilicatos (como olivina e muscovita), e evaporitos (como gipsita e halita). Deve-se considerar também que estes solos, em sua quase totalidade, possuem saturação com sódio trocável elevada, que pode alcançar cerca de 14% nos horizontes subsuperficiais (JACOMINE *et al.*, 1975).



A Figura 5 mostra imagens autênticas de alguns minerais encontrados no Estado de Sergipe: Figura 5(a) calcita – carbonato de cálcio ( $\text{CaCO}_3$ ) –, sal inorgânico que se forma quando um ambiente aquoso está saturado com ânions carbonato ( $\text{CO}_3^-$ ) e cátions cálcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ) (COWAN; WEINTRITT, 1976);

**Figura 5** - Minerais encontrados no Estado de Sergipe.



**(a) Calcita**  
( $\text{CaCO}_3$ )



**(b) Enxofre**  
( $\text{S}_2$ )



**(c) Feldspato**  
( $(\text{K}, \text{Na})\text{AlSi}_3\text{O}_8$ )



**(d) Halita**  
( $\text{NaCl}$ )



**(e) Gipsita**  
( $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ )



**(f) Muscovita**  
( $\text{KAl}_2\text{O}_{10}(\text{OH}, \text{F})_2$ )



**(g) Olivina**  
( $(\text{Mg}, \text{Fe})_2\text{SiO}_4$ )



**(h) Quartzo rosa**  
( $\text{SiO}_2$ )



**(i) Apatita**  
( $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6\text{F}_2$ )

Fonte: Autoria própria.

5(b) enxofre – sua forma elementar ocorre nos depósitos de origem vulcânica, bacias de evaporitos e domos salinos. Na forma de composto ocorre como sulfatos (anidrita, barita, gipsita) e sulfetos (calcopirita, pirrotita, esfalerita, galena, arsenopirita, pirita). Outra forma de ocorrência de enxofre nativo é em associação com sulfatos de cálcio (gipsita e anidrita) (FONSECA; BACIC, 2009);



5(c) feldspato – constituem os grupos de minerais mais abundantes na crosta terrestre (cerca de 60%) e compreendem os silicatos de alumínio combinados com sódio, potássio, cálcio e, ocasionalmente, bário (LIRA; NEVES, 2013);

5(d) halita – nome mineralógico originário da palavra latina sal, refere-se às suas ocorrências naturais, tais como sal de rocha, sal gema ou sal fóssil. É constituído de dois elementos: sódio e cloro e a combinação destes dois elementos forma o cloreto de sódio (NaCl), que é um composto branco essencial à própria vida humana (MELO; CARVALHO; PINTO, 2008);

5(e) gipsita – podem ocorrer na natureza nas formas dihidratada (gipsita:  $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ), desidratada (anidrita:  $\text{CaSO}_4$ ) e, raramente, semi-hidratada (bassanita:  $\text{CaSO}_4 \cdot 1/2\text{H}_2\text{O}$ ). Geralmente encontra-se associada a carbonatos e argilas em sequências evaporíticas (BALTAR; BASTOS; LUZ, 2005);

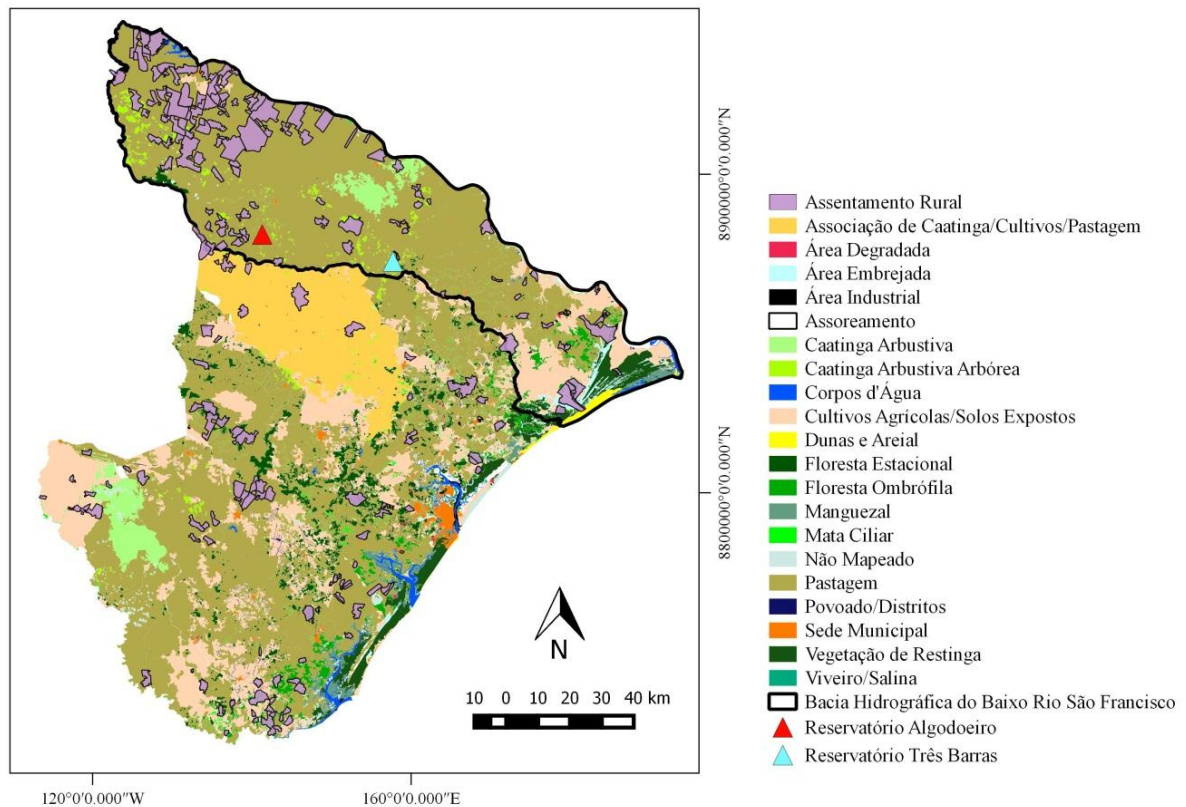
5(f) muscovita – (mica branca) pertence ao grupo das micas dioctaédricas (Foster 1960, HAWTHORNE; CEMY, 1982). Este grupo apresenta quatro importantes membros finais (HARRISON 1990, RIEDER *et al.*, 1998): 1ª – Muscovita ("stricto sensu")  $\text{K}_2\text{Al}_4\text{Si}_6\text{Al}_2\text{O}_{20}(\text{OH})_4$ ; 2ª – Celadonita  $\text{K}_2\text{Fe}^{3+}_2(\text{Mg, Mn, Fe}^{2+})_{2-2}\text{Si}_8\text{O}_{20}(\text{OH})_4$ ; 3ª – Aluminoceladonita  $\text{K}_2\text{Al}_2(\text{Mg, Mn, Fe}^{2+})_{2-2}\text{Si}_8\text{O}_{20}(\text{OH})_4$  e 4ª – Paragonita  $\text{Na}_2\text{Al}_4\text{Si}_6\text{Al}_2\text{O}_{20}(\text{OH})_4$  (FERNANDES *et al.*, 2016);

5(g) olivina – expressada pela fórmula  $(\text{Mg, Fe})_2\text{SiO}_4$ , apresenta composição química variável, cujos átomos de ferro e magnésio podem apresentar variações, mantendo-se sempre um átomo de silício e quatro de oxigênio (MADUREIRA FILHO *et al.*, 2000);

5(h) quartzo rosa – fase estável da sílica ( $\text{SiO}_2$ ) à temperatura ambiente, ocorre na composição de rochas magmáticas, sedimentares e metamórficas, na forma monocristalina (quartzo hialino, ametista, citrino, etc.), na forma policristalina (quartzito, calcedônia e ágata) e amorfa (opala) (GUZZO, 2008);

5(i) apatita – um dos minerais não silicatados mais abundantes na crosta ( $(\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6\text{F}_2)$ ), oriundo do minério dos depósitos fosfáticos, podem ser de origem magmática (complexos alcalino-carbonatíticos) (DE TOLEDO; PEREIRA, 2001).

De acordo com Santos *et al.* (2018) o uso e a ocupação do solo influenciam a qualidade da água de uma bacia hidrográfica, mesmo com suas condições naturais preservadas. A Figura 6 mostra o mapeamento do uso e cobertura do solo de Sergipe, com destaque para a bacia do Baixo rio São Francisco.

**Figura 6** – Mapa do Uso e Cobertura do Solo do Estado de Sergipe

**Fonte:** Adaptado de SERHMA (2018).

Observa-se que, predominantemente, a cobertura do solo é ocupada por pastagem, em sequência temos vegetação de Caatinga arbustiva arbórea, Caatinga arbustiva e parcelas de solo destinadas à agricultura. É possível observar presença de assentamentos rurais em toda região do Baixo rio São Francisco, inclusive próximos aos reservatórios Algodoeiro e Três Barras.

Para Silva (2018) as atividades agrícolas têm se tornado uma das atividades econômicas que mais tem contribuído para a degradação ambiental. O autor identificou fragilidade técnica existente em assentamentos rurais do Estado de Sergipe, e observou que, das propriedades estudadas, nenhuma conseguiu atingir o limiar da sustentabilidade, evidenciando a fragilidade socioeconômica e ambiental dos mesmos.

Moura *et al.* (2017) observaram práticas inadequadas de manejo do solo na região do Baixo São Francisco, e mencionaram que a construção de reservatórios intensificam a mudança do fluxo hidrossedimentológico, e associados com as condições de relevo, condições climáticas e falta de planejamentos conservacionistas promovem a aceleração dos processos erosivos do solo e supressão de sua vegetação ciliar, intensificando os processos de

intemperismo, lixiviação do solo, que por sua vez, afetam as características físico-químicas dos corpos d'água (FERREIRA *et al.*, 2011; MOURA *et al.*, 2017).

#### 4.1.3 Reservatório Algodoeiro

O reservatório Algodoeiro foi construído pelo barramento do Riacho Alagadiço, situado no município de Nossa Senhora da Glória, localizado no alto sertão de Sergipe, e está inserido no polígono das secas (GARCIA *et al.*, 2014). A Tabela 3 apresenta as principais informações do reservatório Algodoeiro e algumas imagens do manancial, registradas no período de fevereiro de 2020, podem ser observadas pela Figura 7.

**Tabela 3** - Características do reservatório Algodoeiro.

<b>Propriedades</b>	<b>Reservatório Algodoeiro</b>
Ano de construção: início e conclusão	1964–1996
Capacidade (m <sup>3</sup> )	1.868.830
Volume em 2016 (m <sup>3</sup> )	1.680.000
Área (km <sup>2</sup> )	32,68
Área de Drenagem (km <sup>2</sup> )	27,72
Manancial principal	Riacho Alagadiço
Unidade de Planejamento	Baixo São Francisco (UP 1)
Latitude	10° 7' 10.80133" S
Longitude	49° 36' 6.32366" O
Código de monitoramento (SERHMA)	49519000
Código adicional (SERHMA)	L01
<b>Barragem principal</b>	
Tipo de base	Terra
Cota coroamento (m)	495
Altura máxima (m)	15
Extensão Coroamento (m)	348
Largura do coroamento (m)	5

**Fonte:** DNOCS, município de Aracaju (2000) e SERHMA (2012 e 2018).

**Figura 7** – Registro fotográfico do Reservatório Algodoeiro.



**Fonte:** Autoria própria.

A construção do reservatório Algodoeiro objetivada suprir as necessidades hídricas das comunidades, como abastecimento e irrigação, mas, atualmente o reservatório é usado apenas para pesca e dessedentação animal, devido sua salinidade.

O reservatório Algodoeiro está inserido na região em que os solos são caracterizados por relevos dissecados-pediplano sertanejo. Seus solos são formações do período Pré-Cambriano, englobando rochas do tipo “hornfels” pelíticos e “hornfels” quartzo-feldspáticos. Uma vez que o “hornfel” quartzo-feldspático tende, por vezes, para um verdadeiro gnaiss xistoso incluindo lentes de calcários cristalinos. Além dos xistos, são também comumente encontrados na região rochas quartzitos contendo minerais como muscovita, com biotita, com duas micas e granada, com granada e hornblenda, entre outras (Figura 5). O “hornfel” pelítico é mais fino (rica em minerais de argila), mais micáceo (rica em mica – mineral relacionado aos filossilicatos) e muito rico em granada, em porfiroblastos idiomorfos, mas geralmente em adiantado grau de decomposição química. Abrange também lentes de mármore e camadas de quartzito (JACOMINE *et al.*, 1975).

O clima da região foi classificado de acordo com o método de Thornthwaite como subúmido seco, com baixo ou nenhum excesso de água durante o ano, megatérmico, com

maior evapotranspiração potencial nos meses de novembro, dezembro e janeiro (OLIVEIRA *et al.*, 2014).

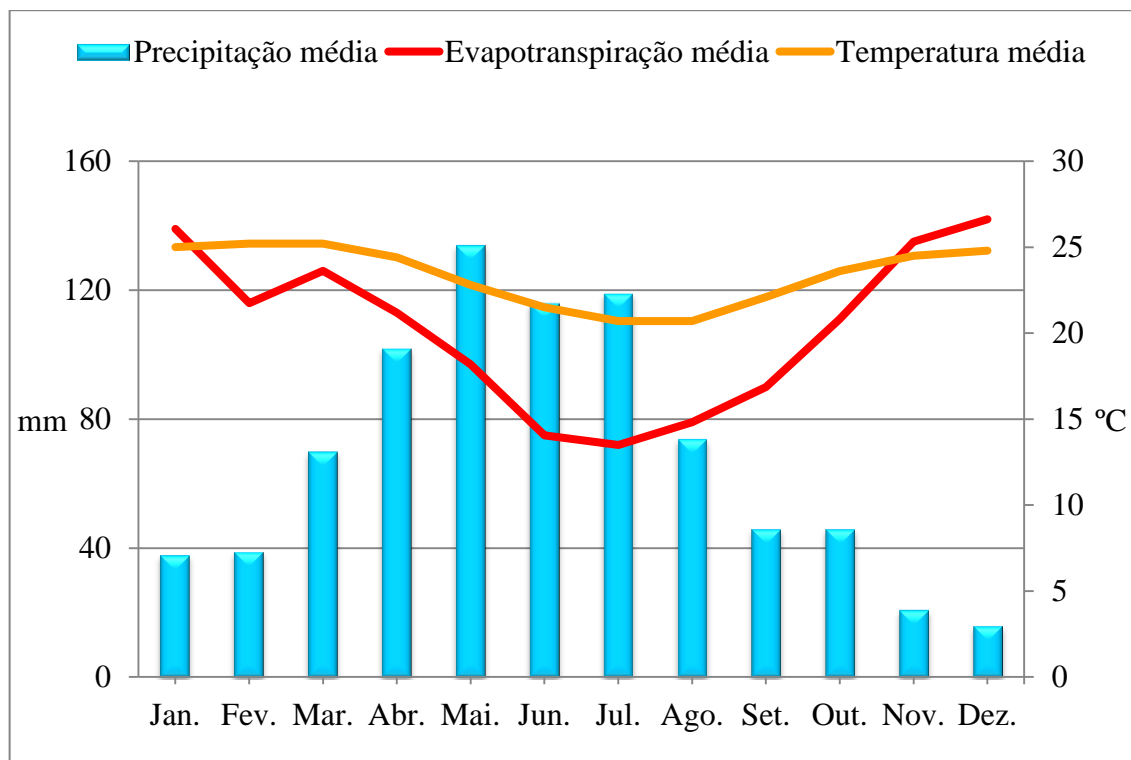
Sob a influência da baixa latitude a temperatura média está entre 24°C e 26°C, com pequena amplitude térmica de cerca de 4°C, portanto, em qualquer mês, a temperatura mantém-se elevada. O mês mais frio é o de julho. A precipitação pluviométrica média anual está entre 500 mm e 800 mm, sendo mal distribuída ao longo do ano e apresentando irregularidade de um ano para outro. O período mais chuvoso vai de maio a agosto e os meses mais secos são os de outubro a fevereiro (BRASIL, 2017).

A Figura 8 mostra a média anual de precipitação para os meses do ano, calculados a partir de uma série temporal de 1964 a 1998 (ANA, 2020), dados de evapotranspiração normais estimadas por interpolação de isoietas (COSTA, 1988) e dados de temperatura média mensal (CLIMATEMPO, 2019) para a região de Nossa Senhora da Glória.

Observa-se que a quadra chuvosa inicia-se em março (70 mm) e declinando a partir de agosto (74 mm), sendo os meses de maio a junho os mais intensos, com médias de 134 mm, 116 mm e 119 mm respectivamente (Figura 8). Condição hidrológica típica do estado de Sergipe que foi comprovada por Santos e Sousa (2018) quando estudaram a variabilidade temporal e espacial da precipitação dos municípios do estado de Sergipe e encontraram a quadra chuvosa de março até outubro.

A evapotranspiração acompanha a temperatura, sendo mais intensa entre os meses mais secos (outubro a maio), sendo o período de dezembro, o mês que apresentou maiores taxas de deficiência hídrica (-142 mm). As temperaturas tendem a aumentar conforme as precipitações diminuem. A temperatura média anual foi de 23,4°C, sendo a temperatura máxima de 25°C em fevereiro e a mínima de 21°C em Julho (CLIMATEMPO, 2019) (Figura 8).

**Figura 8** - Precipitação média mensal, série histórica (1964–1998), evapotranspiração (COSTA, 1988) e temperatura média mensal (CLIMATEMPO, 2019) para Nossa Senhora da Glória.

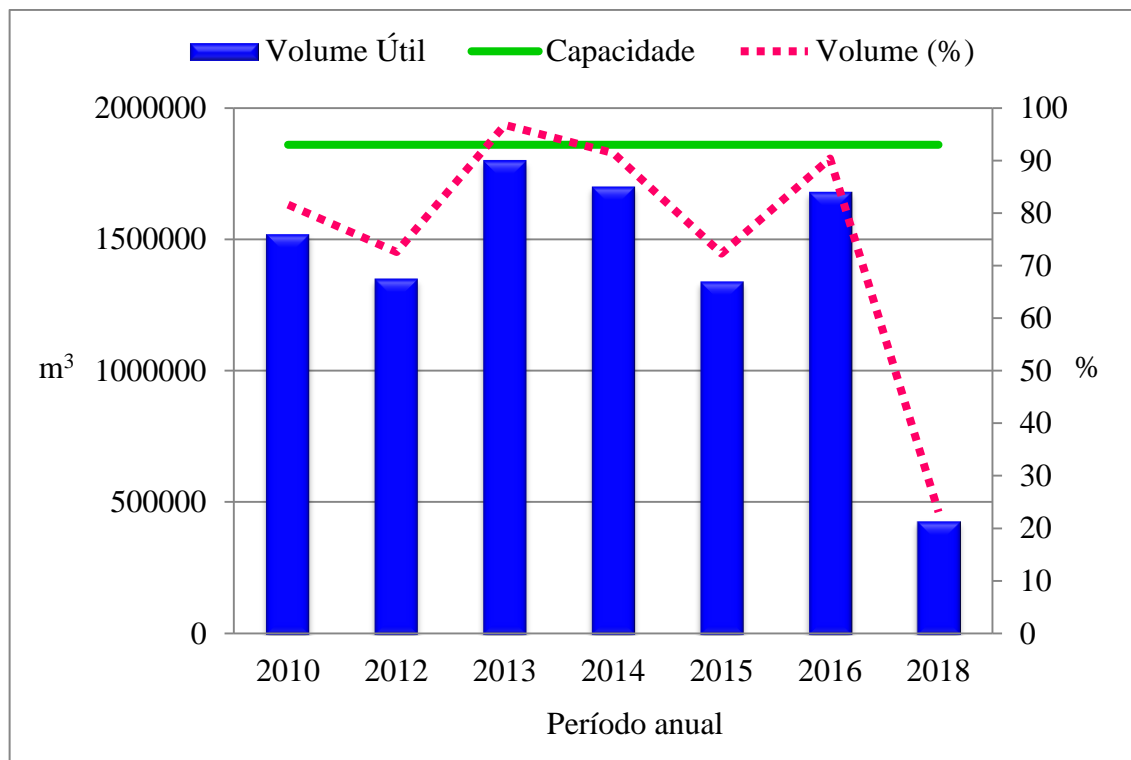


Fonte: Autoria própria.

A Figura 9 apresenta a capacidade de acumulação de água do reservatório Algodoeiro e os volumes úteis registrados em uma série temporal de 2010 até 2018 (SAR, 2019). Sendo que o mesmo possui capacidade total de 1.800.000 m<sup>3</sup>.

É possível observar oscilação durante o período amostral, sendo nos anos de 2012, 2015 e 2018 os períodos de menor volume disponível, atingindo níveis de 72,5 %, 72,3% respectivamente da total capacidade. Para o ano de 2018 observa-se um número preocupante, de apenas 23,1% de volume acumulado para o reservatório.

**Figura 9** - Capacidade de acumulação hídrica e volume útil acumulado para o período de 2010 a 2018 na região do reservatório Algodoeiro (Sistema de Acompanhamento de Reservatórios (ANA, 2019)).



Fonte: Autoria própria.

A região em que o reservatório Algodoeiro está inserido, alto sertão sergipano, tem sua economia baseada, principalmente, na pecuária leiteira e importantes atividades de agricultura irrigada como os perímetros irrigados Califórnia, localizado nos municípios de Canindé de São Francisco e Poço Redondo, cujas principais culturas permanentes são a goiaba e a banana, frutas também produzidas em áreas ribeirinhas do rio São Francisco e o Projeto de Assentamento Jacaré-Curitiba, agricultura de sequeiro com destaque à cultura de milho. O município de Nossa Senhora da Glória se destaca como a principal e mais diversificada praça de comercialização da região, com uso e ocupação do solo diversificado em culturas vegetais e animais (BRASIL, 2017; SANTOS, 2018).

A atividade de piscicultura durante muitos anos foi praticada por comunidades do município de Nossa Senhora da Glória, mas de forma desordenada, o que causou uma grande diminuição de uma variedade de peixes que viviam no manancial, em especial, a traíra (*Hoplias* — gênero de peixes carnívoros de água doce da família *Erythrinidae*). Atualmente, a pesca está cada vez menos exercitada e as águas do reservatório Algodoeiro estão sendo destinadas predominantemente à dessedentação animal (DNOCS, 2018).

Nos últimos anos, Melo *et al.* (2015), Garcia *et al.* (2017) e Melo *et al.* (2018) estudando a qualidade da água do reservatório Algodoeiro, apontaram poluição de suas águas, sendo classificadas como impróprias para o consumo humano, conforme Resolução CONAMA nº 357/2005.

#### 4.1.4 Reservatório Três Barras

O reservatório Três Barras, assim denominado pelo barramento de três riachos: Lajeiros, dos Tiros e riacho dos Algodões (SEAGRI, 2018), possui capacidade de acumulação hídrica de quase oito milhões de metros cúbicos. Está localizado a noroeste da sede do município de Graccho Cardoso, no médio sertão sergipano, região semiárida do estado de Sergipe (LOPES, 2005). Algumas imagens do manancial (registradas no período de fevereiro de 2020) são apresentadas pela Figura 10. Na Tabela 4 temos as principais características desse reservatório.

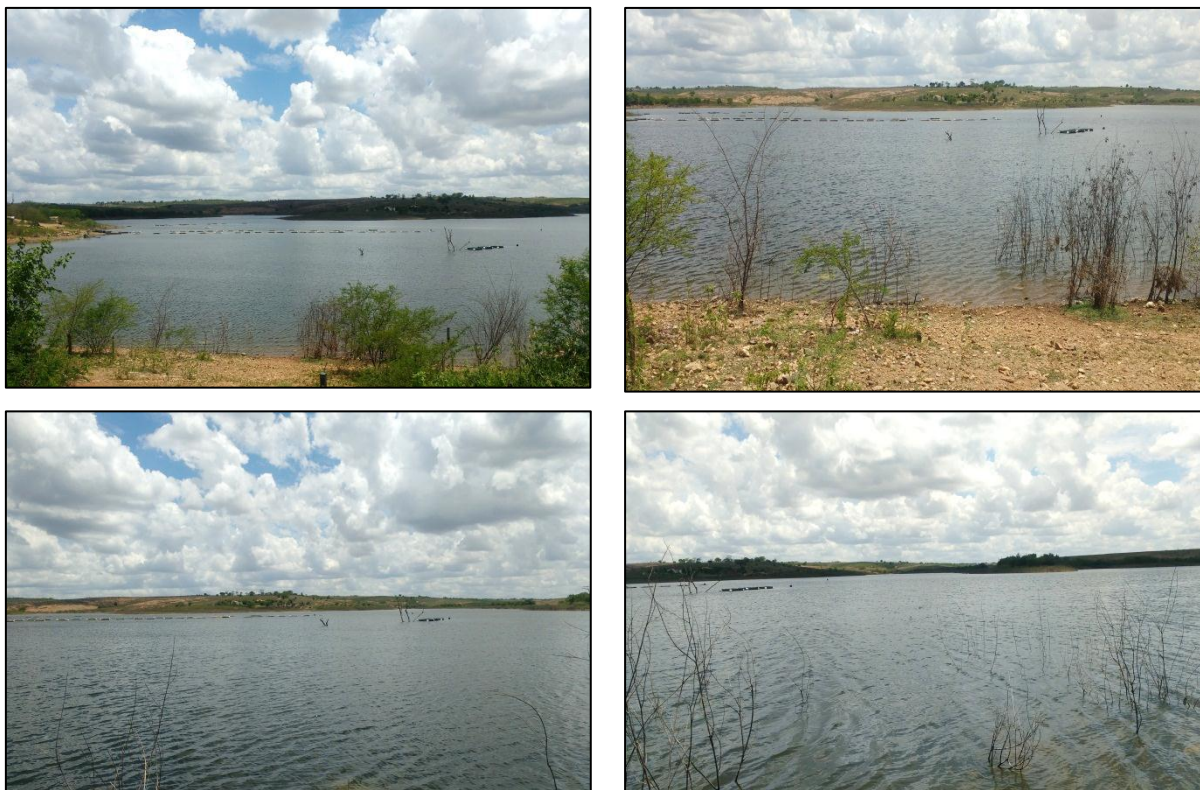
**Tabela 4** - Características do reservatório Três Barras.

<b>Propriedades</b>	<b>Reservatório Três Barras</b>
Ano de construção: início e conclusão	1969–1997
Capacidade (m <sup>3</sup> )	7.989.600
Volume em 2016 (m <sup>3</sup> )	2.160.000
Área (km <sup>2</sup> )	74
Área de Drenagem (km <sup>2</sup> )	71,54
Manancial principal	Rio Gararu
Unidade de Planejamento	Baixo São Francisco (UP1)
Latitude	10° 11' 39.57452" S
Longitude	49° 13' 37.99733" O
Código de monitoramento (SEMARH)	49619000
Código adicional (SEMARH)	L03
<b>Barragem principal</b>	
Tipo de base	Terra
Cota coroamento (m)	497
Altura máxima (m)	21,16
Extensão Coroamento (m)	243
Largura do coroamento (m)	6

**Fonte:** DNOCS, município de Aracaju (2000) e SERHMA (2012 e 2018).



**Figura 10** – Registro fotográfico do Reservatório Três Barras.



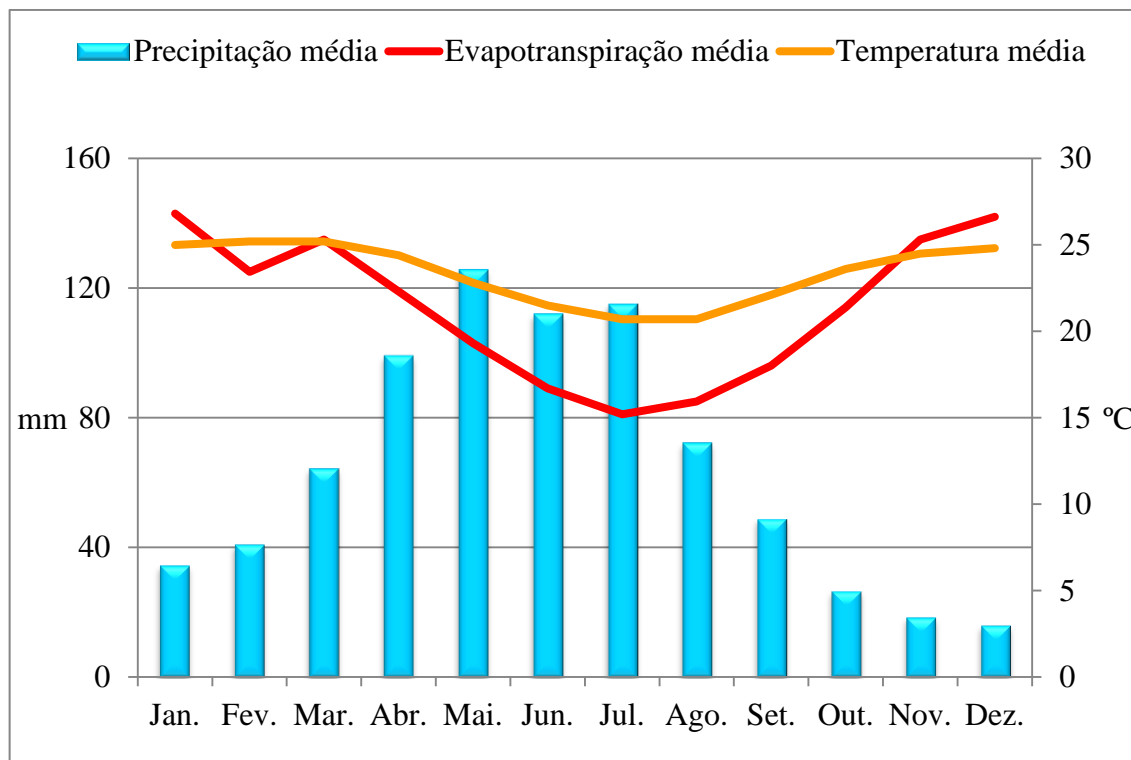
**Fonte:** Autoria própria.

O reservatório Três Barras foi construído com a finalidade de abastecimento e irrigação. Porém, por causa do seu teor de salinidade, atualmente, é destinado apenas a dessedentação animal, piscicultura, lazer e pesca.

De acordo com a classificação de Köppen, a região possui clima do tipo As' (clima tropical chuvoso com verão seco) numa faixa intermediária do clima seco para o semiárido. As precipitações médias anuais variam de 800 mm a 1600 mm. Destaca-se na região, predominantemente, a vegetação da caatinga hipoxerófila e floresta caducifólia (BRASIL, 2017).

Como não foi possível obter dados de precipitação do período estudado, a Figura 11 apresenta a média mensal de precipitação para a região de Graccho Cardoso calculados a partir de uma série temporal de 1973 a 1996 (ANA, 2020), evapotranspiração normais medidas por interpolação de isoietas (COSTA, 1988) e temperatura média mensal (CLIMATEMPO, 2019).

**Figura 11** - Precipitação média mensal, série histórica (1973–1996), evapotranspiração (COSTA, 1988) e temperatura média mensal (CLIMATEMPO, 2019) para a região de Graccho Cardoso.

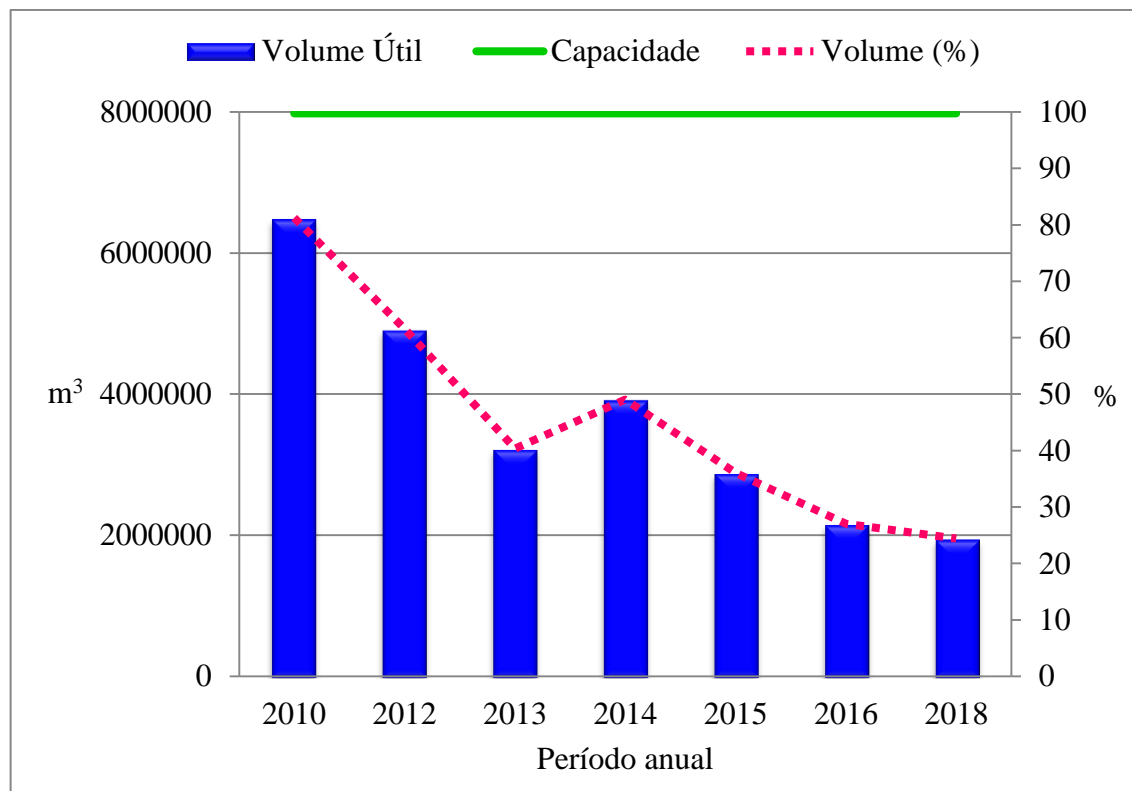


Fonte: Autoria própria.

Observa-se a que a quadra chuvosa se inicia em março (64 mm) e perde força em setembro (52 mm), sendo o mês de maio o de maior precipitação encontrada, atingindo médias de 126 mm. Esse comportamento é característico do estado de Sergipe, que apresenta maiores índices de precipitação nos meses de março a outubro (SANTOS; SOUSA, 2018). As maiores taxas de evapotranspiração estão entre os meses de setembro (96 mm) a janeiro (143 mm) se comportando proporcionalmente à temperatura que apresentou média é 23,9°C, sendo o mês mais quente em novembro (25°C) e o mês de agosto o mais frio (21°C) (CLIMATEMPO, 2019).

A Figura 12 mostra a série temporal de 2010 até 2018 dos volumes de água acumulada útil do reservatório Três Barras, relacionado à sua capacidade total de acumulação (7.800.000 m<sup>3</sup>). É possível observar uma redução do seu volume útil a partir de 2010, que antes encontrava-se com 81% para 27% em 2016 e 24% em 2018, evidenciando déficit pluviométrico nesse período temporal. Esse comportamento é característico de região semiárida, em que a precipitação pluviométrica é instável e é um dos elementos meteorológicos que exerce grande influência sobre as condições ambientais (SANTOS; SOUSA, 2018).

**Figura 12** - Capacidade de acumulação hídrica e volume útil acumulado para o período de 2010 a 2018 na região do reservatório Três Barras (Sistema de Acompanhamento de Reservatórios – SAR) (ANA, 2019).



Fonte: Autoria própria.

Mais de 90% da região do município de Graccho Cardoso está situada no domínio neo a mesoproterozóico da faixa de dobramentos sergipana. Nesta área, predominam micaxistos granatíferos, metarritmitos finos, metavulcanitos, metagrauvacas e metarenitos do grupo macururé. Observa-se ainda na porção sudeste, granitos e granodioritos leucocráticos. Essa região ocorre pequena fração de areias finas e grossas com níveis argilosos e conglomeráticos (BOMFIM; COSTA; BENVENUTI, 2002).

A região do reservatório Três Barras possui na sua caracterização geológica rochas do tipo Ígnea e Metamórfica (Figura 4). Os materiais provenientes da decomposição dos xistos originam predominantemente solos das classes Podzólico Vermelho Amarelo Equivalente eutrófico Tb plântico e não plântico, Solos Litólicos Eutróficos e Bruno Não Cálculo, sendo as áreas dos Podzólicos frequentemente influenciadas por cobertura de materiais argilo-arenosos (JACOMINE *et al.*, 1975). O principal solo presente na região do reservatório é o do tipo Luvissolos, constituídos por material mineral argiloso de atividade alta e saturação (EMBRAPA, 2020).

A economia da região está sustentada pelo desenvolvimento de atividades agropecuárias diversificadas, cujos principais produtos são cana-de-açúcar, milho, mandioca, feijão, abacaxi, manga, banana e as criações de bovinos, aves e suínos (BRASIL, 2017). A região se destaca tanto em área cultivada, como em produtividade, como, por exemplo, na produção de abacaxi, feijão, milho e mandioca (DANTAS; SANTOS, 2007). O comércio é pouco expressivo, compreendendo, exclusivamente, estabelecimentos de pequeno porte (BRASIL, 2017).

As principais atividades desenvolvidas atualmente no reservatório são: dessedentação animal, lazer e a prática de piscicultura – realizada através do incentivo da prefeitura do município, mantida e instalada pelo projeto Pro-Sertão com apoio do DNOCS (Departamento Nacional de Obras Contra as Secas) –, sem fins lucrativos, mediante termo e acordo entre ambos (DNOCS, 2018). Tratando-se de um projeto muito importante, sendo meio de subsistência, economia e desenvolvimento das comunidades da região.

#### 4.2 AMOSTRAGEM E ANÁLISE QUÍMICA

Nesse estudo foram utilizados os dados obtidos das amostras coletadas pelo Programa de Monitoramento da Qualidade da Água das Bacias Hidrográficas do Estado de Sergipe (PMQA) (ALVES *et al.*, 2018).

As amostras de água de superfície foram coletadas em períodos secos e chuvosos de Junho de 2013 a Novembro de 2018, com uma amostra de novembro de 1996, nos seguintes pontos: reservatório Algodoeiro (653.248 “E” 8.881.070 “N”) e reservatório Três Barras (694.250 “E” 8.872.612 “N”). As amostras foram acondicionadas, preservadas e transportadas para o laboratório de acordo com as recomendações do *Standard Methods* (APHA, 2012). A execução técnica, envolvendo coleta das amostras, medidas de campo, análise das amostras, armazenamento e transferência dos dados foram realizadas pelo Instituto Tecnológico e de Pesquisas do Estado de Sergipe (ITPS).

A metodologia analítica que foi usada para determinação dos parâmetros estudados está indicada na Tabela 5. Para garantia da qualidade analítica, utilizou-se a calibração com padrões, a análise de reagentes em branco, a determinação das amostras em replicata e

calculado a porcentagem de erro de equilíbrio iônico (saldo de carga entre ânions e cátions) de acordo com a equação 2:

$$E = \frac{(C - A)}{(C + A)} \times 100 \quad (2)$$

em que E é a porcentagem de erro de equilíbrio iônico (limite recomendado é de 5% para mais ou para menos), o C representa as concentrações totais de cátions ( $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+ + \text{K}^+$ ) e A corresponde as concentrações totais dos ânions ( $\text{HCO}_3^- + \text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-}$ ), em meq  $\text{L}^{-1}$ .

**Tabela 5** - Metodologia analítica usada na análise química das amostras.

Parâmetros	Técnica analítica	Método de referência*
Temperatura (T)	Medida em campo	
pH	Método potenciométrico	SM 4500 H <sup>+</sup> B
Sólidos Totais Dissolvidos (STD)	Determinado pela medida da condutividade	SM 2510 A
Sódio ( $\text{Na}^+$ )	Cromatografia iônica	US EPA 300.7
Potássio ( $\text{K}^+$ )	Cromatografia iônica	US EPA 300.7
Cálcio ( $\text{Ca}^{2+}$ )	Cromatografia iônica	US EPA 300.7
Magnésio ( $\text{Mg}^{2+}$ )	Cromatografia iônica	US EPA 300.7
Bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ )	Cromatografia iônica	US EPA 300.7
Sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ )	Cromatografia iônica	US EPA 300.7
Cloreto ( $\text{Cl}^-$ )	Cromatografia iônica	US EPA 300.7

**Fonte:** \*SM = *Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater* (APHA, 2012).

#### 4.3 TRATAMENTO DE DADOS

Para a classificação hidroquímica das águas superficiais, quanto à predominância de cátions e de ânions principais, foi usado o diagrama de Piper (1944) elaborado através do software *QualiGraf* – Programa desenvolvido pela Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME) –, voltado para a interpretação gráfica de dados

hidroquímicos (MÖBÜS, 2014), sendo consideradas as concentrações relativas aos íons principais e não concentrações totais.

Para identificação da qualidade da água para irrigação foi calculada a Razão de Adsorção de Sódio (RAS), foi calculada pelo *QualiGraf*, conforme equação 3.

$$RAS = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{+2} + Mg^{+2}}{2}}} \quad (3)$$

Em que,  $Na^+$ ,  $Ca^{+2}$  e  $Mg^{+2}$  correspondem as concentrações de sódio, cálcio e magnésio, respectivamente, em meq  $L^{-1}$  (MÖBÜS, 2014). O programa *QualiGraf* calcula a RAS e mostra, na forma tabular e gráfica, a categoria de cada amostra na classificação do USSL.

Objetivando avaliar a similaridade entre as amostras dos dois reservatórios, nos seus respectivos períodos sazonais (seco e chuvoso), foi aplicada análise de componentes principais. Nessa análise, a matriz dos dados foi constituída de 8 objetos (campanha de amostragem de 2013 a 2018) e 11 variáveis (parâmetros medidos). As análises foram realizadas utilizando o programa PAST 9 (versão 3.04) (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001). Um valor de 0,05 foi adotado como nível crítico para todos os testes estatísticos, dando um nível de confiança de 95%.

Com o propósito de avaliar as variações que ocorrem na composição iônica das águas dos reservatórios foram usadas razões iônicas, a fim de identificar os possíveis processos hidrogeoquímicos que controlam a salinização e fatores que influenciam as características químicas do meio aquoso, sendo uma das ferramentas de análise hidrogeoquímica aplicadas na maioria dos trabalhos encontrados na literatura (MERCHÁN *et al.*, 2015; BARZEGAR *et al.*, 2018; ZHANG *et al.*, 2018; MGBENU; EGBUERI, 2019).

#### 4.4 MODELAGEM HIDROGEOQUÍMICA DIRETA

O *software* PHREEQC (version 3.5), programa de computador que executa uma variedade de cálculos hidrogeoquímicos (PARKHURST; APPELO, 2013), foi usado para realizar simulações da evaporação de mol de água dos reservatórios através da modelagem

direta, na pressuposição que as águas dos reservatórios evoluem geoquimicamente ao longo de evaporações sucessivas.

Com essa ferramenta é possível, através do programa, simular a evolução hidrogeoquímica da água, considerando como dados de entrada a composição química da água de um ponto inicial, suas fases reativas (minerais e gases) e se obter a provável composição da água após reações predeterminadas.

O programa dispõe de várias bases de dados já definidos e que podem ser usados de acordo com o fenômeno a ser estudado. Para esse estudo, foi escolhida a base de dados phreeqc.dat (PARKHURST; APPELO, 2013).

Na modelagem foi aplicada uma perda de água (em moles por litro) em 40 etapas para acompanhar a evolução dos elementos químicos à medida que a evaporação ocorria, e, equilibrada com a pressão parcial de  $\text{CO}_2$  na atmosfera ( $1,0 \times 10^{-3,5}$  atm.), levando em consideração que as amostras são da zona superficial.

De acordo com estudo de rochas e sedimentos da região dos reservatórios foram escolhidas fases minerais, que representam os íons maiores usados nesse estudo, para alimentar o programa e executar as simulações de evaporação no PHREEQC. Esses minerais correspondem aos inorgânicos encontrados na litologia da bacia hidrográfica dos reservatórios (Figura 4 e Figura 5), e constituem a litologia da região.

Admitiu-se a precipitação das fases minerais usadas na simulação (calcita, dolomita, gipsita e halita) quando for atingido seu limite de saturação no meio aquoso. As fases minerais e suas respectivas características são apresentadas na Tabela 6. Outros minerais como biotita, silvita, k-feldspato, anidrita e ca-montmorilonita, quartzo, dentre outras, foram testadas mas não geraram bons resultados.

**Tabela 6** - Fases minerais adotadas nas simulações através do programa PHREEQC

<b>Mineral e composição</b>	<b>Nomenclatura</b>	<b>Fonte</b>
Calcita ( $\text{CaCO}_3$ )	Carbonato de Cálcio	Calcário
Dolomita ( $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ )	Carbonato de Magnésio	Calcário
Gipsita ( $\text{CaSO}_4 \cdot \text{nH}_2\text{O}$ )	Sulfato de Cálcio Hidratado	Evaporitos
Halita ( $\text{NaCl}$ )	Cloreto de Sódio	Evaporitos

**Fonte:** Adaptado de Barzegar *et al.* (2018) e Da Silva *et al.* (2018).

O *INPUT* (dados de entrada que alimentam o programa) e *script* PHREEQC de um dos testes da simulação, tanto para o reservatório Algodoeiro quanto para reservatório Três Barras, podem ser observadas no apêndice A e B, respectivamente.

Através do PHREEQC foi calculado o Índice de Saturação das fases minerais (IS) presentes da solução, por sua vez, determinado pela equação 4.

$$IS = \log_{10} \left( \frac{IAP}{KPS} \right) \quad (4)$$

Em que IS é o índice de saturação; IAP é o produto de atividade iônica e  $K_{PS}$  é produto de solubilidade das fases minerais (MERKEL; PLANNER-FRIEDRICH, 2012; PARKHURST; APPELO, 2013).



## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados das análises físico-químicas das amostras de água superficial (coletadas em períodos anuais e sazonais distintos), para os reservatórios Algodoeiro e Três Barras, estão apresentados na Tabela 7 e 8 respectivamente.

A princípio foi observada a variação, classificação iônica e similaridade entre os reservatórios através dos diagramas de Piper (PIPER, 1944), da medida da RAS e Análise de Componentes Principais (ACP). Através das razões iônicas foi feita uma discussão sobre os processos hidrogeoquímicos que envolvem a química da água e salinização das águas dos reservatórios.

Finalmente, são apresentados e discutidos os dados gerados na modelagem hidrogeoquímica de simulação de evaporação, usando o PHREEQC, e avaliação do comportamento dos íons e fases minerais, com base nos índices de saturação.

É importante enfatizar que esse tipo investigação e simulação hidrogeoquímica, para corpos d'água superficiais salinizados, é uma das pioneiras do Brasil, principalmente em relação ao comportamento do potássio, geralmente, não mencionado nos trabalhos da literatura. A primeira investigação com essa abordagem de estudo no país, e que simulou o comportamento evolutivo de íons inorgânicos durante a evaporação, foi dirigido por Alencar *et al.* (2019), que estudaram águas superficiais do Semiárido Sergipano.

**Tabela 7** - Características físico-químicas da água de superfície do reservatório Algodoeiro em período sazonal e anual distintos.

Parâmetros Analisados <sup>a</sup>	CAMPANHAS AMOSTRAIS										Médias	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
	Nov. 1996*	Jun. 2013	Nov. 2013	Jun. 2014	Nov. 2014	Jul. 2017	Mai. 2018	Ago. 2018	Dez. 2018					
	Período Seco	Período Chuvoso	Período Seco	Período Chuvoso	Período Seco	Período Chuvoso	Período Chuvoso	Período Chuvoso	Período Seco					
										-	-	-	-	
pH	7,7	8,4	8,6	8,5	8,5	7,7	7,9	8,2	8,6	8,2	0,4	7,7	8,6	
Condutividade (CE)	8930	6913	7303	6710	9124	4194	4304	4107	4667	6250	2009,8	4106	9124	
STD	5539	4304	5039	3758	5109	2776	2704	2658	2751	3848	1181	2658	5539	
Temperatura	-	26,00	27,00	26,00	27,50	24,10	26,80	25,20	30,40	26,60	9,00	24,10	30,40	
Na <sup>+</sup>	1345	835,9	1143	903,6	992,5	449,1	626,3	493,4	511,4	811,2	314,9	449,1	1345	
K <sup>+</sup>	21,00	17,80	36,10	31,10	26,30	19,10	17,80	18,20	15,10	22,50	7,10	15,10	36,10	
Ca <sup>2+</sup>	109,0	92,60	110,4	159,8	116,9	77,30	83,10	81,60	228,5	117,7	48,70	77,30	228,5	
Mg <sup>2+</sup>	230,0	200,0	182,8	195,8	181,9	141,8	141,1	175,2	319,3	196,4	53,8	141,1	319,3	
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	87,00	40,30	65,90	59,20	51,80	23,00	308,4	267,0	480,3	153,7	160,0	23,00	480,3	
Cl <sup>-</sup>	2292	1977	2375	2197	2366	1037	1107	1286	1312	1772	574,4	1037	2375	
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	89,90	172,5	203,6	204,2	200,0	198,2	142,5	121,5	184,0	168,5	41,40	89,90	204,2	

<sup>a</sup>Unidades: mg L<sup>-1</sup>, exceto temperatura (°C), pH (adimensional) e CE (µS cm<sup>-1</sup>).

\*Dados do arquivo do Laboratório de Química Ambiental/UFS.

**Tabela 8** - Características físico-químicas da água superficial do reservatório Três Barras em variados períodos sazonais e anuais.

Parâmetros Analisados <sup>a</sup>	CAMPANHAS AMOSTRAIS										Médias	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
	Nov. 1996 <sup>*</sup>	Jun. 2013	Nov. 2013	Jun. 2014	Nov. 2014	Jul. 2017	Mai. 2018	Ago. 2018	Dez. 2018					
	Período Seco	Período Chuvoso	Período Seco	Período Chuvoso	Período Seco	Período Chuvoso	Período Chuvoso	Período Chuvoso	Período Seco					
										-	-	-	-	
pH	7,5	8,5	8,5	8,4	8,4	7,5	8,1	8,2	8,4	8,2	0,4	7,5	8,5	
Condutividade (CE)	3100	11157	11861	12587	15821	6055	9424	12239	13452	10633	3908	3100	15821	
STD	2652	7698	6642	8685	8860	3952	5903	7806	8454	6739	2192,7	2652	8860	
Temperatura	-	26,00	26,00	29,00	27,00	24,70	26,98	26,00	26,79	26,60	8,90	24,70	29,00	
Na <sup>+</sup>	549,0	1587	1838	1531	2238	794,2	1258	1492	1639	1436	513,7	549,0	2237	
K <sup>+</sup>	3,00	39,39	34,10	34,21	54,30	15,42	29,20	28,10	41,80	31,10	15,00	3,00	54,30	
Ca <sup>2+</sup>	85,10	168,2	182,1	376,6	179,6	77,58	327,6	354,0	259,9	223,4	111,7	77,60	376,7	
Mg <sup>2+</sup>	160,0	235,2	286,8	500,5	251,0	147,5	466,9	460,9	379,9	321,0	135,1	147,6	500,5	
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	215,0	39,07	49,56	98,38	46,79	34,20	87,65	86,87	71,58	81,00	55,40	34,20	215,0	
Cl <sup>-</sup>	1704	3663	3936	4137	4656	1645	3564	4138	4246	3521	1094	1645	4655	
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	91,82	179,8	178,3	182,3	204,7	139,2	153,7	160,7	216,9	167,5	37,20	91,80	216,9	

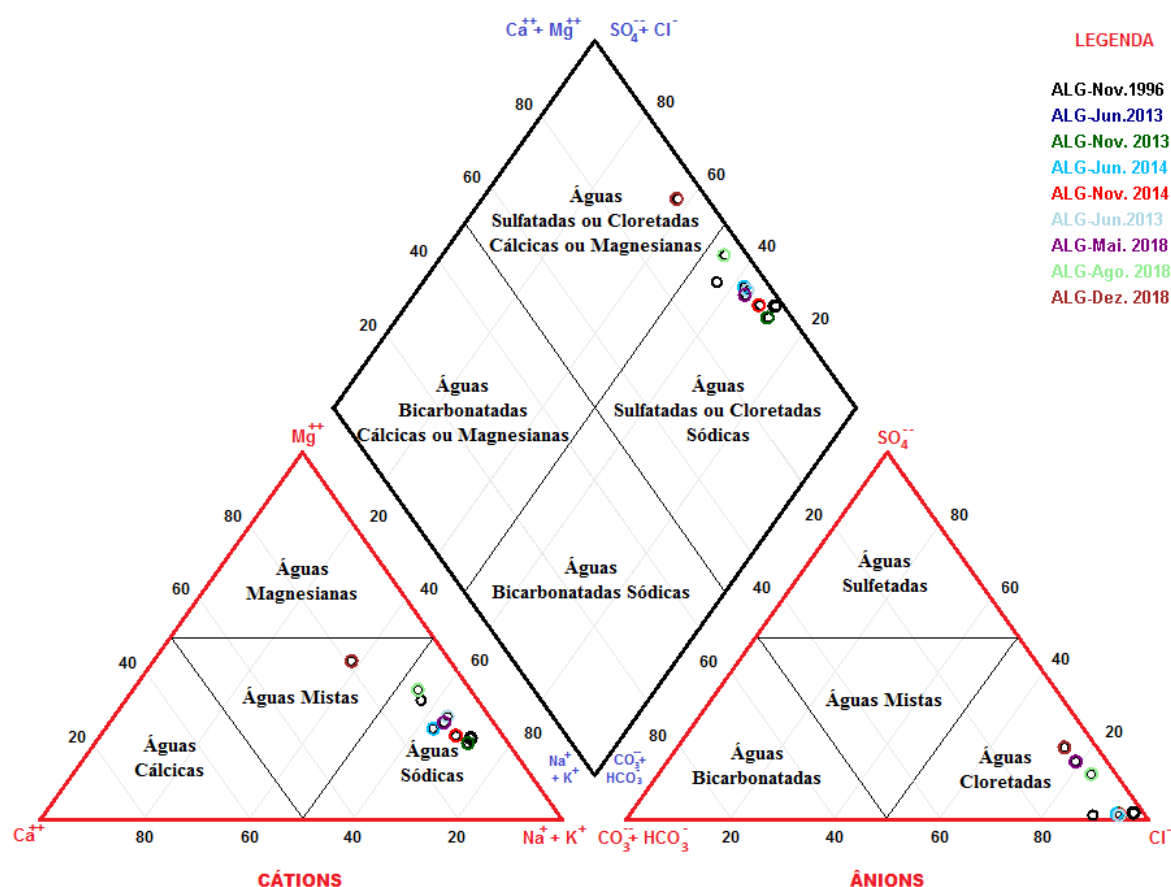
<sup>a</sup>Unidades: mg L<sup>-1</sup>, exceto temperatura (°C), pH (adimensional) e CE (μS cm<sup>-1</sup>).

\*Dados do arquivo do Laboratório de Química Ambiental/UFS.

## 5.1 CLASSIFICAÇÃO HIDROQUÍMICA E ANÁLISE ESTATÍSTICA

A avaliação da composição iônica com base na concentração dos cátions e ânions dominantes, através do diagrama de Piper, é mostrada pela Figura 13. Observa-se no diagrama de Piper que as águas do reservatório Algodoeiro são classificadas como sulfatadas-cloretadas-sódicas, evidenciando amostras com concentrações ricas em cloreto, sulfato e sódio. Wang *et al.* (2017) também encontraram elevadas concentrações de sódio em águas subterrâneas no nordeste de Tengger, na China, representando mais de 60% do total de cátions para a maioria das amostras.

**Figura 13** - Diagrama de Piper (PIPER, 1944) para classificação das águas do Reservatório Algodoeiro (ALG) em diferentes períodos anuais.



Fonte: Autoria própria.

Apenas uma amostra no período de dezembro de 2018 foi classificada como águas do tipo sulfatadas-cloretadas/cálcidas-magnesianas, isso devido o teor significativo de cálcio, magnésio e sulfato para esse período amostral (Tabela 7).

Qishlaqi, Abdolahi e Abbasnejad (2018) encontraram tendência de aumento da concentrações dos íons de sulfato, cloreto, magnésio e sódio ao longo do caminho do fluxo das águas subterrâneas estudadas a planície de Ravar, Iran, sendo classificadas predominantemente como águas do tipo cloretadas-sódicas-sulfatadas, e descobriram a evaporação, o intemperismo e a troca iônica como os principais processos que regulam a qualidade dessas águas.

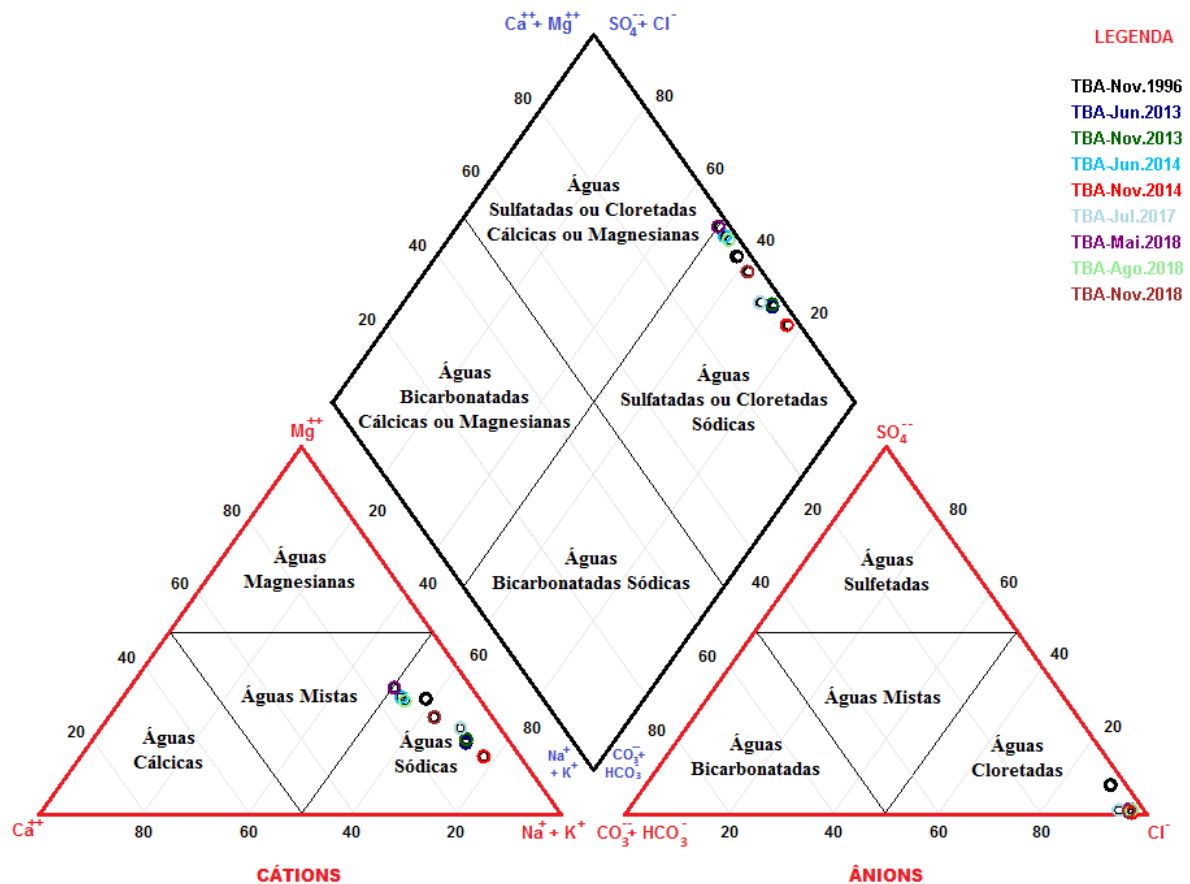
Através da classificação de Piper apresentada pela Figura 14, a classificação da composição hidroquímica das águas o reservatório Três Barras é do tipo sulfatadas-cloretadas-sódicas, mostrando que o reservatório possui concentrações elevadas de cloreto, sódio e sulfato para todos os períodos amostrais como está descrito na Tabela 8.

Da mesma forma, Stefano *et al.* (2019) obtiveram águas classificadas em sua maioria como do tipo cloretadas sódicas, com os íons sódio e cloreto em maior abundância para mananciais superficiais e subterrâneos da bacia hidrográfica do Rio Subaúma, no estado da Bahia, Nordeste do Brasil.

Mgbenu *et al.* (2019) encontraram predominância de águas do tipo  $\text{Ca}^{2+}\text{-Na}^+\text{-HCO}_3^-$  (26%) e  $\text{Na}^+\text{-Cl}^-\text{-HCO}_3^-$  (20%) em uma área estudada na Nigéria e explicaram que o intemperismo do silicato e trocas iônicas são processos que interferem nas características dessas águas.

O estudo dirigido por Mattos *et al.* (2017) apontou que todas as amostras das águas subterrâneas na área urbana de Lençóis, na Bahia são do tipo cloretada-sódica, mas que essa tipologia pode mudar de acordo com a dinâmica de precipitação, em função da mobilização de determinados cátions e ânions para a zona saturada dos aquíferos.

**Figura 14** - Diagrama de Piper (PIPER, 1944) para classificação das águas do Reservatório Três Barras (TBA) em períodos anuais distintos.



Fonte: Autoria própria.

Um estudo realizado em uma porção da zona de afloramentos do Sistema Aquífero Guarani, na região central do estado do Rio Grande do Sul, desenvolvido por Luiz *et al.* (2019), apresentou uma tendência crescente de salinização de amostras de água subterrânea, acompanhadas de aumentos das concentrações de sódio, cloreto e sulfato, e classificação hidroquímica predominante para águas do tipo sulfatadas-cloretada-sódicas. A partir do diagrama de Piper, foi observada uma clara evolução hidroquímica, o que permitiu entender sobre as tendências de enriquecimento catiônico e aniônico do manancial.

Stein *et al.* (2019) observaram diferenciação hidrogeoquímica em águas subterrâneas de Natal, Rio Grande do Norte. O Grupo 1 (próximo a zona de recarga) que apresentou concentrações mais elevadas cloreto e sódio e as concentrações dos íons cálcio, magnésio e bicarbonato foram maiores para as águas do grupo 2 (próximo a zona de descarga). Os autores destacam a ocorrência de evolução hidroquímica nas águas, confirmando o que foi enfatizado por Drever (1998), que ocorrem mudanças ao longo do fluxo de águas subterrâneas, onde as

bicarbonatadas-cálcicas são características de zonas de recarga e evoluem para águas cloretadas-sódicas nas zonas de descarga.

As menores concentrações iônicas ocorreram nos períodos de novembro de 1996 (STD de 2652 mg L<sup>-1</sup>) e julho 2017 (STD de 3952 mg L<sup>-1</sup>), no qual foram registados os menores valores de STD (Tabela 8). Essas concentrações podem ser associadas a períodos de maior pluviosidade e consequente diluição dos sais presentes nas águas do reservatório Três Barras, visto que, julho é um dos meses mais chuvosos (Figura 11).

Como registrado por Piratoba *et al.* (2017), que estudaram as variações temporais das características da água em um trecho do Rio Pará, no Pará, e evidenciaram influência da sazonalidade na mudança das características químicas das águas para vários parâmetros, em especial os STD, que tiveram variação de 16,28 mg L<sup>-1</sup> a 27,05 mg L<sup>-1</sup> para o período menos chuvoso e 10,38 mg L<sup>-1</sup> a 13,35 mg L<sup>-1</sup> no período mais chuvoso.

Em contrapartida, Tosic *et al.* (2019) estudando a influência da sazonalidade na qualidade das águas na baía de Cartagena, na Colômbia, observaram que, no período de maior pluviosidade, os parâmetros STD, turbidez, nitrato e o fósforo total apresentaram maiores concentrações.

Para o desenvolvimento e eficiência das atividades de agricultura irrigada, a qualidade da água é um aspecto primordial, uma vez que pode influenciar na qualidade final da produção e influenciar no manejo do solo (SILVA *et al.*, 2011; DA SILVA PEIXOTO; PEREIRA, 2019).

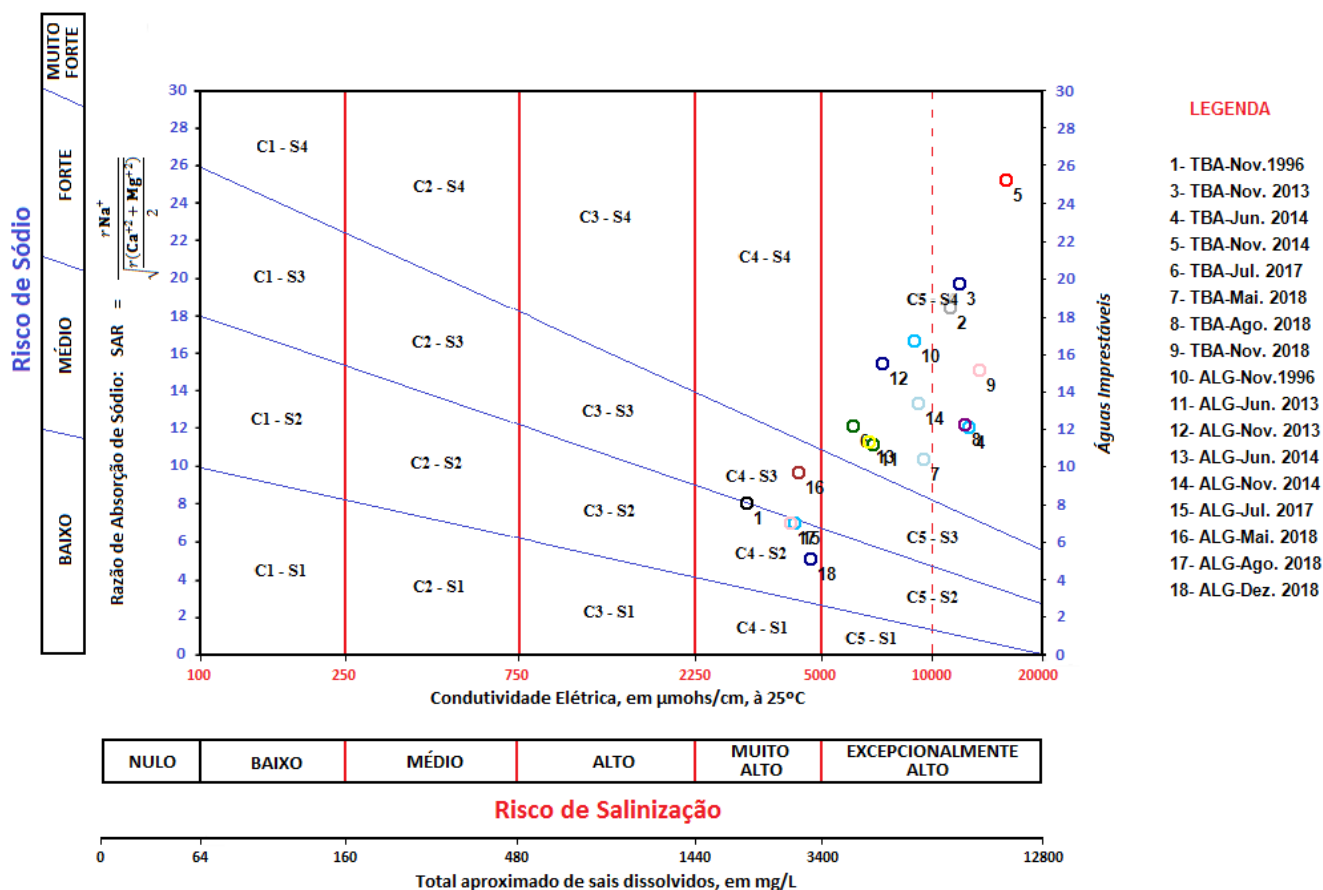
No diagrama de classificação das águas quando ao uso na irrigação (Figura 15), o risco de sódio é indicado no eixo das ordenadas em quatro classes de risco: baixo, médio, forte e muito forte. O risco de salinidade está indicado no eixo das abscissas em seis classes de risco: nulo, baixo, médio, alto, muito alto e excepcionalmente alto. Os campos definidos pela intercessão dessas classes definem se a água é adequada ou não para irrigação (CORDEIRO, 2001; ATHAYDE *et al.*, 2007; STEFANO *et al.*, 2019).

As classificações das águas dos reservatórios Algodoeiro (ALG) e Três Barras (TBA) para irrigação são apresentadas na Figura 15. Para o risco considerando a sodicidade (sódio) e o risco de salinização (condutividade elétrica µmohs/cm), quase todas as amostras estão na linha C5S4, o que representa “risco muito forte” de sódio e “excepcionalmente alto risco” de salinização das águas. Sendo as amostras do reservatório TBA, do período de novembro de 2014 o mais alarmante, com RAS de 25,29 na escala de 0 a 30.

Nota-se a campanha de maio de 2018 do reservatório ALG mostrou risco “muito alto” de salinização e “forte” de sódio. Apenas no período de novembro de 1996 do reservatório TBA, julho de 2017 (ALG), maio de 2018 (ALG), agosto de 2018 (ALG) e dezembro de 2018 (ALG) as águas representaram um risco “médio” de sódio, mas ainda apresentando um risco “alto de salinização”. Observa-se então que, independente do período amostral, seco ou chuvoso, que as amostras de ambos os reservatórios apresentam-se impróprias para o uso na irrigação (Figura 15).

Esse resultado configura detrimento da qualidade da água desses mananciais, e prejuízo para as comunidades locais, que poderiam usar essas águas como meio de renda e sustento através de agricultura irrigada, já que, essa atividade foi uma das finalidades para a construção desses reservatórios.

**Figura 15** - Classificação das águas para irrigação (segundo o diagrama de salinidade do USSL) dos reservatórios Algodoeiro (ALG) e Três Barras (TBA).



Fonte: Autoria própria.



De Lemos *et al.* (2010) encontraram na lagoa do Apodi, estado do Rio Grande do Norte, a predominância de íons sódio e cloreto e tendência de aumento da sua concentração durante o ano estudado influenciado pela evaporação no período seco. O mesmo autor enfatiza a importância do manejo adequado da água quanto ao uso na agricultura, pois concentrações elevadas de cloreto e sódio têm efeitos tóxicos às folhas das plantas e, também ocasiona riscos de toxidez e sodificação do solo.

Da Silva Peixoto e Pereira (2019) observaram que três reservatórios de águas subterrâneas da região da Serra do Mel, no estado do Rio Grande do Norte, nordeste do Brasil, possuíam grandes limitações para o uso em atividades agrícolas como para o risco de salinização dos solos, pois suas águas foram caracterizadas como de “média” a “muito forte” risco de sódio e de “médio” a “excepcionalmente alto” risco de salinização.

Bob *et al.* (2016) destacam que a quantidade excessiva dos íons de sódio, magnésio, cloreto e bicarbonato presentes nas águas de irrigação pode alterar a pressão osmótica na zona radicular que afeta o solo agrícola, afetando diretamente as plantas, causando uma redução do seu rendimento e, conseqüentemente, dificultando e/ou impedindo o crescimento da cultura (GOMES *et al.*, 2018). Segundo Santos (2000) a maioria das águas aplicadas em escala mundial para fins agrícolas possuem condutividade elétrica (CE) inferior a 2.000  $\mu\text{mho/cm}$ . Acima disso, a água não é satisfatória para o bom desenvolvimento na agricultura.

Zaki *et al.* (2019) ao estudar águas subterrâneas no Egito constataram que, de acordo com a salinidade e à taxa de adsorção de sódio, parte das águas da área estudada não estavam adequadas para irrigação. Os autores enfatizaram que é necessária a implantação de programas eficientes de monitoramento e medidas de gestão sustentável dos recursos hídricos.

A Análise estatística ACP e a análise de correlação de Spearman foram aplicadas ao conjunto de dados dos reservatórios estudados (Tabela 7 e 8), objetivando comparar o padrão das características químicas das águas entre os reservatórios e obter informações sobre as diferenças entre as águas dos dois reservatórios, entre os períodos secos e chuvosos e auxiliar na dedução das possíveis fontes que originaram essas diferenças.

A ACP aplicada ao conjunto dos dados dos reservatórios Algodoeiro e Três Barras, no período de 1996 a 2018, mostrou que as duas primeiras componentes principais, juntas, explicam 76,1% ( $CP1 = 56,6\%$ ,  $CP2 = 19,5\%$ ) da variância total dos dados. Com base nos pesos de cada variável para a composição das componentes principais (Tabela 9), percebe-se que a primeira componente ( $CP1$ ) está fortemente associada ( $\text{peso} > 0,7$ ) a composição

mineral da água (CE, STD,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Cl}^-$ ) e a segunda componente tem forte associação apenas com a temperatura da água e o  $\text{SO}_4^{2-}$  (Tabela 8).

**Tabela 9** - Distribuição das variáveis e valores das componentes principais para as águas dos reservatórios Algodoeiro e Três Barras.

Variáveis	PC1	PC2
pH	0.495	0.324
Condutividade ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	<b>0.969</b>	-0.138
STD ( $\text{mg L}^{-1}$ )	<b>0.966</b>	-0.108
Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ )	0.319	<b>0.842</b>
$\text{Na}^+$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	<b>0.938</b>	-0.208
$\text{K}^+$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	<b>0.872</b>	-0.263
$\text{Ca}^{2+}$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	<b>0.718</b>	0.502
$\text{Mg}^{2+}$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	0.694	0.504
$\text{SO}_4^{2-}$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	-0.411	<b>0.810</b>
$\text{Cl}^-$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	<b>0.979</b>	-0.007
$\text{HCO}_3^-$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	0.499	-0.141
<b>Variância (%)</b>	<b>56,6</b>	<b>19,5</b>
<b>Variância Total (%)</b>	<b>56,6</b>	<b>76,1</b>

A Figura 16 mostra a localização das amostras distribuídas nos eixos da PC1 e PC2 dos reservatórios no plano formado pelas duas primeiras componentes principais, e evidência a nítida separação entre as amostras de água dos reservatórios Algodoeiro (ALG) e Três Barras (TBA). A separação está diretamente relacionada com a CP1, do lado positivo de PC1 estão às amostras de TBA e do lado negativo as amostras de ALG. Como a CP1 está associada à composição mineral e como a composição mineral cresce no sentido positivo de PC1, significa que as amostras de TBA são estatisticamente diferentes das amostras de ALG, por apresentarem uma composição mineral mais elevada, o que pode ser interpretado como uma indicação da maior salinidade de TBA em relação a ALG.

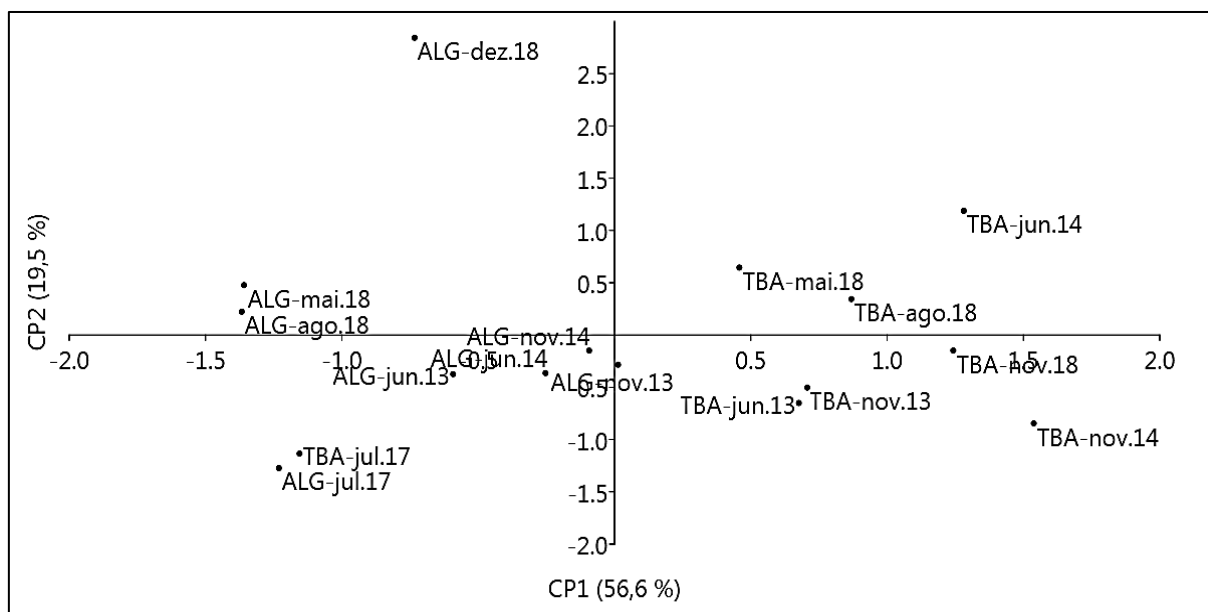
Em relação a cada reservatório, não se observa uma separação em função da sazonalidade, mas apenas uma separação das amostras com temperatura mais elevada e maiores concentrações de  $\text{SO}_4^{2-}$ , que pode ser observada nas campanhas amostrais de 2018 (Tabela 7 e 8), que estão localizadas no lado positivo do PC2. Então, depreende-se que a concentração iônica (maior salinidade mais para TBA) é o fator determinante na diferenciação dos reservatórios.

Essa ocorrência também foi observada por Boareto *et al.* (2019) que encontraram teores de sulfato mais elevados de  $\text{SO}_4^{2-}$  nos períodos chuvosos nas águas de um Perímetro Irrigado na Bahia, com variação média de  $0,18 \text{ mmol}_e \text{ L}^{-1}$  para períodos secos e  $0,39 \text{ mmol}_e \text{ L}^{-1}$  para períodos chuvosos.

De Queiroz Salles *et al.* (2019) estudando a bacia de Irecê, Bahia através de análise de componentes principais também observaram grupos distintos de águas associados aos níveis de concentrações iônica, um total de três grupos, o primeiro para águas naturais (sem influencia antrópica), o segundo para águas naturais de um sistema cárstico isolado e o terceiro referente à águas contaminadas.

Já o estudo desenvolvido por De Oliveira *et al.* (2019) em águas subterrâneas no Maranhão mostrou influência da sazonalidade nas características químicas das águas, e, os autores afirmaram que os parâmetros de STD, condutividade e salinidade indicaram a variação entre os períodos estudados pela sensibilidade (oscilação de concentração) com a mudança de estação.

**Figura 16** - Distribuição nos eixos da PC1 e PC2 de água superficial dos reservatórios Algodoeiro (ALG) e Três Barras (TBA) nos períodos secos e chuvosos no plano formado por PC1 e PC2.



**Fonte:** Autoria própria.

Foi construída a matriz de correlação de Spearman entre as variáveis químicas das águas superficiais dos reservatórios Algodoeiro e Três Barras (Tabela 10). Esta matriz de correlação permite verificar as interações entre os valores das variáveis estudadas e avaliar a

possível origem, semelhanças e/ou diferenças dos parâmetros medidos nas águas (AHMED *et al.*, 2018).

**Tabela 10** - Matriz de correlação de Spearman para os parâmetros de qualidade da água ( $\text{mg L}^{-1}$ ).

Parâmetros*	pH	CE	STD	Temp.	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
pH	1										
CE	0.267	1									
STD	0.197	<b>0.982</b>	1								
Temp.	0.475	0.377	0.311	1							
Na <sup>+</sup>	0.353	<b>0.956</b>	<b>0.924</b>	0.296	1						
K <sup>+</sup>	0.379	<b>0.788</b>	<b>0.788</b>	0.198	<b>0.844</b>	1					
Ca <sup>2+</sup>	0.268	<b>0.759</b>	<b>0.703</b>	0.578	<b>0.676</b>	0.471	1				
Mg <sup>2+</sup>	0.236	<b>0.738</b>	<b>0.703</b>	0.476	<b>0.647</b>	0.450	<b>0.959</b>	1			
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0.235	-0.088	-0.191	0.551	-0.135	-0.185	0.424	0.315	1		
Cl <sup>-</sup>	0.035	<b>0.982</b>	<b>0.956</b>	0.329	<b>0.956</b>	<b>0.815</b>	<b>0.765</b>	<b>0.747</b>	-0.041	1	
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0.296	0.432	0.406	0.368	0.388	<b>0.612</b>	0.235	0.188	-0.188	0.412	1

\*Unidades:  $\text{mg L}^{-1}$ , exceto temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), pH (adimensional) e CE ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ).

Estas correlações podem ser classificadas como positivas e negativas, sendo positivas quando uma variável apresenta tendência de valores crescentes e quando negativos indicam tendências opostas (NOBREGA; SOUZA; MEDEIROS, 2019). As correlações com destaque em negrito (Tabela 10) mostram correlação significativa ( $p < 0,05$ ) entre os diferentes parâmetros determinados.

Foi encontrada uma forte correlação ( $> 0,7$ ) dos STD com o sódio, potássio, cálcio, magnésio e cloreto o que demonstra elevada concentração e contribuição desses íons para salinização das águas. A correlação não significativa entre  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Ca}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  e  $\text{SO}_4^{2-}$ , sugere que a dissolução dos minerais de carbonato (calcita e dolomita) e de sulfato (gipsita) tem menor contribuição para a composição iônica das águas dos reservatórios.

A forte correlação entre o sódio e o cloreto ( $> 0,9$ ) aponta origem comum desses íons, associada à dissolução da halita, que é um evaporito muito solúvel, e libera íons de sódio e cloreto (LUIZ *et al.*, 2019), por sua vez, mineral presente na bacia drenante dos reservatórios (Figura 5). Liu *et al.* (2015) obtiveram correlação positiva entre o sódio e o cloreto ( $> 0,8$ ) e identificaram que a dissolução da halita é o principal processo geoquímico no sistema de águas subterrâneas no nordeste da China.

Esse resultado corrobora com as concentrações de cloreto encontradas por Zaki *et al.* (2019), que atribuíram esse resultado da dissolução de depósitos de xisto cigano e minerais argilosos, dominantes na região, minerais estes, relatados em pesquisas anteriores por Nwankwoala (2013) e Batayneh e Al-Taani (2016).

A correlação forte entre cálcio e magnésio ( $> 0,9$ ) indica origem comum desses íons e a correlação dos mesmos com o  $\text{Cl}^-$ ,  $> 0,7$ , pode estar relacionada aos processos de troca iônica direta e reversa que é acentuada com o aumento da salinização (cloreto) no meio aquoso. Askri *et al.* (2013) também encontraram forte correlação entre esses íons em águas subterrâneas, confirmando esse mesmo processo hidrogeoquímico.

Luiz *et al.* (2019) encontraram forte correlação entre cloreto e sódio nas águas do sistema Aquífero Santa Maria, no Paraná, além de relação forte do sódio com o cálcio, cloreto e sulfato, e, confirmaram a existência de dissolução da halita ao longo do fluxo e indicativos de evolução química da água subterrânea (águas doces – águas salinizadas).

O potássio apresentou uma forte correlação com o cloreto ( $> 0,8$ ) e uma correlação moderada com bicarbonato, sugerindo que o potássio, com o aumento da salinização, é originário da dissolução mineral do k-feldspato (LØDØEN, 2010; WANG *et al.*, (2017), de acordo com a equação 5.



Wang *et al.* (2017) também encontraram fortes correlações de sódio e cloreto para águas subterrâneas no nordeste da China, provenientes da dissolução da halita. Além disso, foi constatada presença de solos ricos em minerais de evaporação (halita, silvita, gipsita e sulfato de sódio). Minerais esses que contribuíram para os íons de sulfato, sódio e potássio no aquífero estudado, estes, por sua vez, afetados pela baixa precipitação pluviométrica e elevada evaporação.

Além dos processos de dissolução de minerais que liberam potássio, como o k-feldspato, silvita, etc., e constituem a mineralogia da área em que os reservatórios estão situados (Figura 5), o íon potássio pode estar também associado a fatores antropogênicos de salinização, assentamentos rurais, lixiviação de solos usados na agricultura e atividades pecuaristas, por sua vez, presentes na região estudada (Figura 6) (BRASIL, 2017; SOUSA, 2018).

Todos os parâmetros iônicos (exceto o sulfato) mostraram correlação com o cloreto, o que significa que essas variações estão associadas com o aumento da salinização causadas dentre os possíveis fatores, pela evaporação, conforme também encontrado por Barzegar *et al.* (2018).

As inter-relações entre os parâmetros químicos analisadas pela ACP nesse estudo foram semelhantes aos resultados encontrados por Zaki *et al.* (2019), que obtiveram no seu estudo de ACP correlação significativa ( $> 0,9$ ) entre condutividade e sólidos totais dissolvidos, forte correlação entre STD e os íons de cálcio ( $> 0,9$ ), magnésio ( $> 0,8$ ), sódio ( $> 0,9$ ), cloreto ( $> 0,9$ ) e sulfato ( $> 0,7$ ). Bem como o íon de cálcio teve correlação significativa com magnésio ( $> 0,9$ ), sulfato ( $> 0,8$ ), sódio ( $> 0,7$ ) e cloreto ( $> 0,8$ ), que permitiu inferir que as águas estudadas são influenciadas por processos hidrogeoquímicos de dissolução e solubilidade de minerais, troca iônica, evaporação, além de atividades antropogênicas e intrusão marinha.

## 5.2 PROCESSOS HIDROGEOQUÍMICOS

### 5.2.1 Razões Iônicas

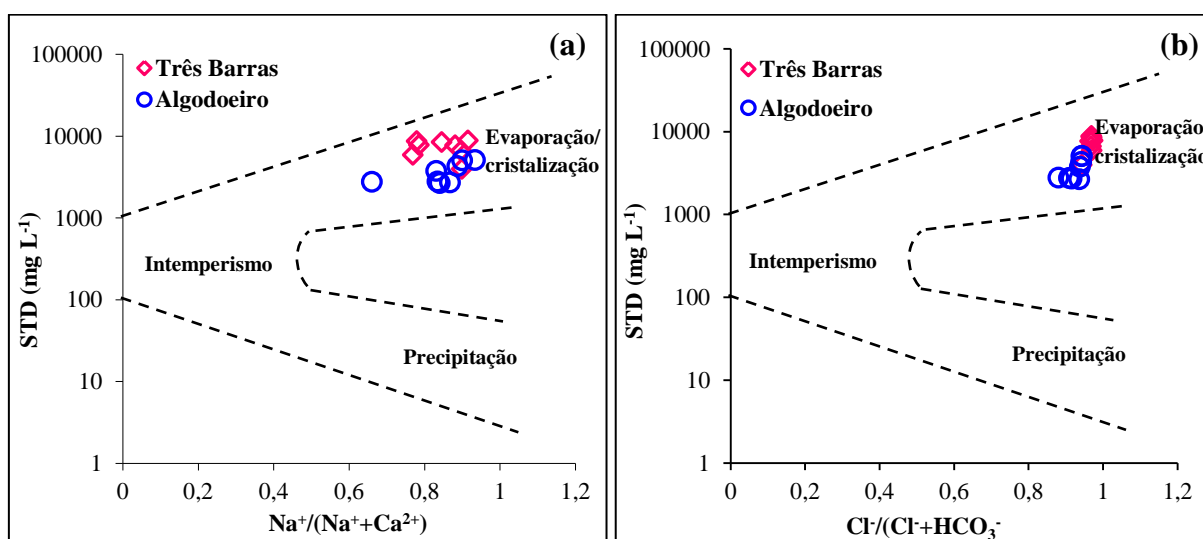
As razões iônicas têm sido utilizadas como meio de se obter uma visão dos processos geoquímicos envolvidos e que controlam as mudanças na química da água (MERCHÁN *et al.*, 2015). Essa ferramenta é utilizada para identificar o comportamento dos principais íons, indicando processos químicos específicos, como por exemplo, dissolução, precipitação e troca iônica, como os mais significativos e que explicam o comportamento iônico de dado corpo hídrico (WAHED *et al.*, 2014; MERCHÁN *et al.*, 2015; BARZEGAR *et al.*, 2018; ZHANG *et al.*, 2018; QISHLAQI; ABDOLAH; ABBASNEJAD *et al.*, 2018). Portanto, determinadas razões iônicas foram utilizadas com o objetivo de avaliar as variações que ocorrem na composição iônica das águas dos reservatórios Algodoeiro e Três Barras.

Na Figura 17a e 17b todas as amostras referentes aos dois reservatórios foram plotadas no diagrama de Gibbs. Observa-se que os valores que correspondem aos reservatórios Três Barras e Algodoeiro se inseriram no campo de abrangência da evaporação-cristalização,

indicando que, para esses reservatórios, esse é o principal mecanismo que controla a composição química da água.

O mecanismo de evaporação é comum em regiões áridas e semiáridas, uma vez que, as oscilações pluviométricas e deficiência de precipitações são frequentes. Vários estudos realizados em regiões com essas condições climáticas são citados pela literatura e confirmam a ocorrência desse fenômeno (WAHED *et al.*, 2015(a); WANG *et al.*, 2017; QISHLAQI, *et al.*, 2018; ALENCAR *et al.*, 2019; SILVA *et al.*, 2019; LIU *et al.*, 2020; SHEN *et al.*, 2020).

**Figura 17** - Diagrama de Gibbs (1970) (a) cátions e (b) ânions relacionados com o STD para os reservatórios Três Barras e Algodoeiro.

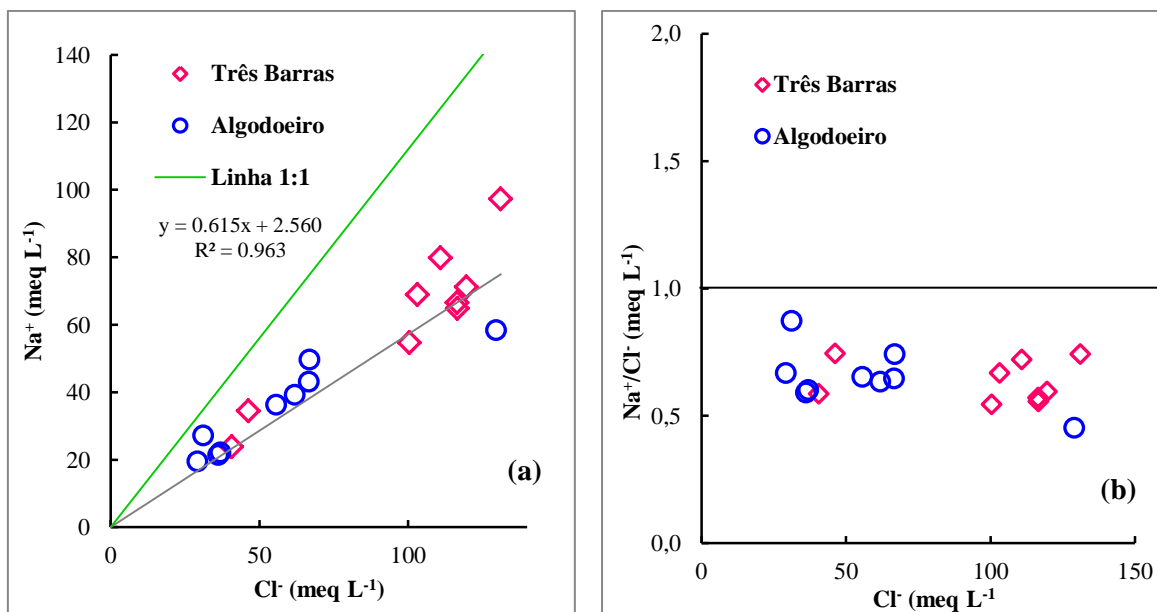


Fonte: Autoria própria.

A Figura 18a apresenta a relação do íon sódio com cloreto. A linha 1:1 (realçado em verde) indica a dissolução do mineral halita ( $NaCl = Na^+ + Cl^-$ ). A relação entre  $Na^+$  e  $Cl^-$  tem sido aplicado para discernir os mecanismos de aquisição de salinidade e intrusões salinas em regiões semiáridas (YANG *et al.*, 2016; YANG *et al.*, 2018). Observa-se que existe uma forte correlação entre o  $Na^+$  e o  $Cl^-$  ( $R^2 > 0,96$ ) para as amostras dos dois reservatórios, mostrando que os íons de sódio e o cloreto são de fonte comum, da halita.

Na variação da razão molar  $Na^+/Cl^-$  com o  $Cl^-$  (Figura 18b) os valores ficaram abaixo de 1, como observado na Figura 19a, sugerindo que há redução das concentrações de sódio na água devido ao processo de troca iônica reversa com aumento da salinidade ( $Cl^-$ ), resultado também encontrado em trabalhos da literatura (MEYBECK, 1987; BARZEGAR *et al.*, 2016; BARZEGAR *et al.*, 2018; MGBENU *et al.*, 2019). As razões variaram de 0,45 a 0,87 para o reservatório Algodoeiro e de 0,57 a 0,74 para Três Barras.

**Figura 18** - Relação entre o (a)  $\text{Na}^+$  e  $\text{Cl}^-$  e (b)  $\text{Na}^+/\text{Cl}^-$  com o  $\text{Cl}^-$  para os reservatórios Três Barras e Algodoeiro.



Fonte: Autoria própria.

Esses processos de troca iônica são comuns de acontecer nos materiais argilosos e é um dos processos importantes que afetam a química das águas naturais. De acordo com Barzegar *et al.* (2018), Zhang *et al.* (2018) e Appelo e Postma (2005a), a troca iônica se manifesta de duas maneiras, sendo classificadas como direta e reversa. A troca iônica direta representa o deslocamento do íon sódio da superfície de minerais, como as argilas, para o meio aquoso, substituindo outros cátions na água, como cálcio e magnésio (equação 6), e representa ganhos de sódio em relação o cálcio/magnésio. A troca iônica reversa é definida pela troca de íons sódio na água por íons de cálcio e magnésio dos minerais argilosos (equação 7), e representa ganhos de cálcio/magnésio em relação sódio. O “X” das equações representa uma argila e o íon  $\text{Mg}^{2+}$  também poderá encontrar-se na posição do íon  $\text{Ca}^{2+}$ .



Pazand *et al.* (2018) encontraram na bacia do Ardestan, no Irã, a razão  $\text{Na}^+/\text{Cl}^-$  menor que 1 para a maioria das amostras estudadas. Os pesquisadores comentam que esse resultado ocorreu em virtude dos processos dominantes de troca iônica e/ou evaporação no sistema hídrico, resultando no aumento de  $\text{Cl}^-$  na água.



Processos de troca iônica foram identificados por Mgbenu *et al.* (2019) no sudoeste da Nigéria, os autores evidenciaram diminuição dos íons de sódio para a maioria das amostras de água, através de troca iônica reversa, com variação de 0,1 e 0,9 na razão  $\text{Na}^+/\text{Cl}^-$  com a salinização (indicado pela condutividade).

Silva *et al.* (2019) estudaram as variações geoquímicas que ocorrem nas águas do reservatório Carira, em Sergipe, e identificaram que a troca iônica e/ou evaporação é um dos processos dominantes que controla a composição química dessas águas, resultando em aumento de  $\text{Cl}^-$ .

A relação entre os íons  $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) - (\text{SO}_4^{2-} + \text{HCO}_3^-)$  com o  $(\text{Na}^+ - \text{Cl}^-)$  vem sendo usada para confirmar a ocorrência do processo de troca iônica, se a troca iônica for, efetivamente, um processo geoquímico significativo na composição das águas, essa relação será linear com uma inclinação negativa de 1 (BARZEGAR *et al.*, 2017; BARZEGAR *et al.*, 2018).

Através da Figura 19a é possível observar um declive negativo, com coeficiente angular próximo de 1 (-0,988), e coeficiente de determinação  $R^2$  de 0,95. Nota-se que há o enriquecimento de cálcio e magnésio em relação às concentrações de sulfato e bicarbonato, indicando que as concentrações desses íons, são excedentes da dissolução de minerais carbonatos (calcita e dolomita), e a redução das concentrações de sódio em relação ao cloreto evidencia o processo de troca iônica reversa no meio aquoso (Equação 7). Isso indica que os processos de troca iônica são significativos para o controle das características químicas das águas de ambos os reservatórios.

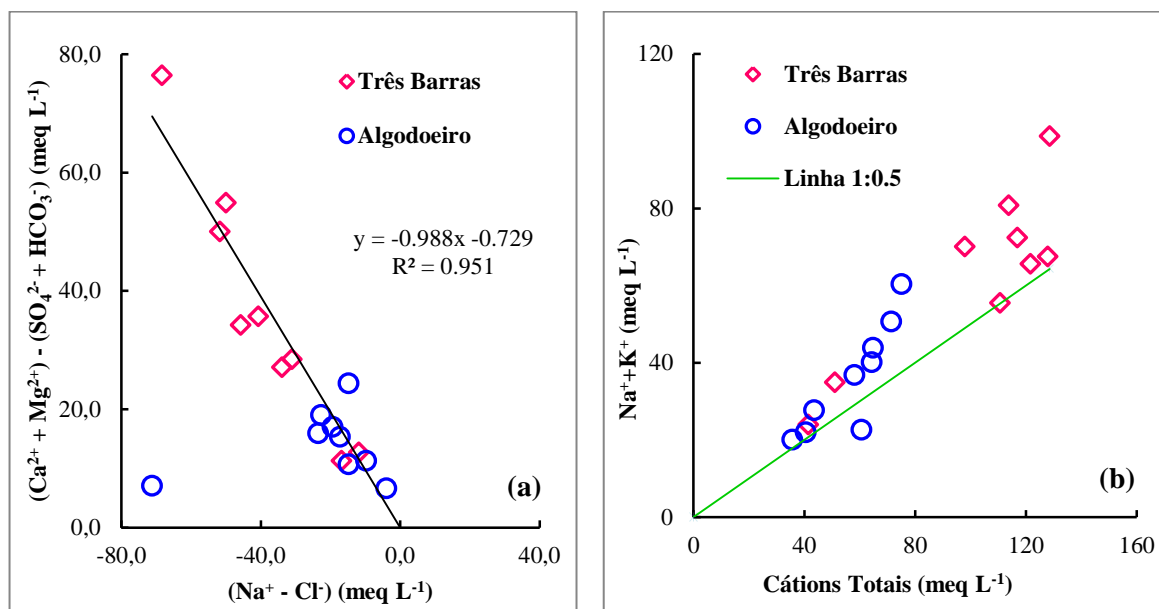
Barzegar *et al.* (2018) através dessa relação iônica encontrou uma tendência linear negativa com uma inclinação próximo a 1 (-0,915), indicando que o processo de troca iônica foi significativo para as amostras estudadas no aquífero não confinado na planície de Khoy, noroeste do Irã.

A relação entre  $(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$  com os Cátions Totais é utilizada para identificar a presença de minerais de feldspato, como albita, ortoclase e microclima, que são responsáveis pela liberação dos íons potássio na água. A linha 1:0.5 de acordo com Barzegar *et al.*, (2018) indica esse processo de intemperismo e dissolução dos minerais silicatos.

Observa-se através da Figura 19b que a maioria das amostras caíram acima da linha 1:0.5, com razão entre 20,05 e 50,63 para o reservatório Algodoeiro e 55,44 e 98,69 para o reservatório Três Barras. As amostras que ficaram próximas da linha 1:0.5 demonstram influência da dissolução de minerais de feldspato e consequente contribuição dos íons de

potássio nas águas dos reservatórios, não isentando influência de fontes antropogênicos, como já elucidados (Figura 6).

**Figura 19** - Relação entre (a)  $(Ca^{2+} + Mg^{2+}) - (SO_4^{2-} + HCO_3^-)$  com o  $(Na^+ - Cl^-)$  e (b)  $(Na^+ + K^+)$  com Cátions Totais para as amostras dos reservatórios Três Barras e Algodoeiro.



Fonte: Autoria própria.

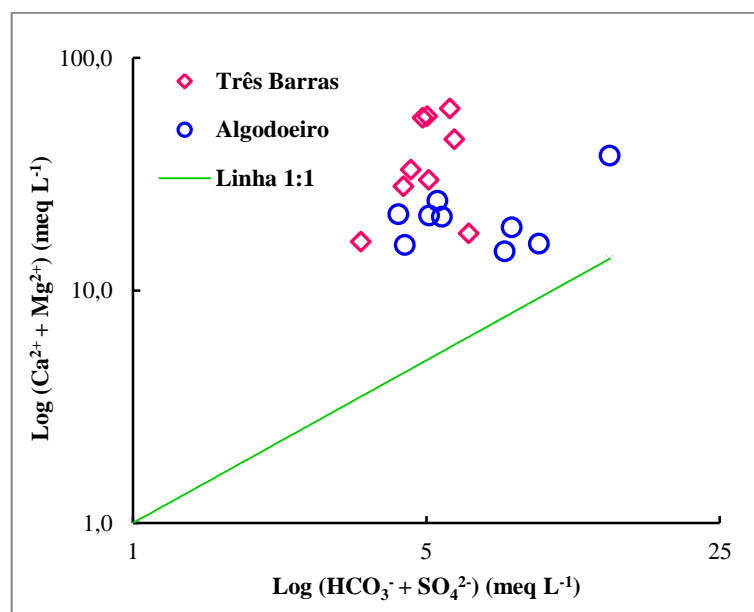
Abboud (2018) e Pazand *et al.* (2018) usaram essa relação entre  $(Na^+ + K^+)$  com os Cátions Totais e obtiveram resultados semelhantes aos desse estudo e afirmaram que íons potássio são originários da ação de intemperismo das rochas naturais de k-feldspatos e plagioclase no ambiente.

A relação do  $(HCO_3^- + SO_4^{2-})$  com o  $(Ca^{2+} + Mg^{2+})$  pode revelar a contribuição dos minerais carbonatos (calcita e dolomita) e sulfatado (gipsita) (AHMED *et al.*, 2013; PAZAND *et al.*, 2018), e os íons de metais alcalinos terrosos são balanceados pelo bicarbonato (REDWAN; MONEIM, 2016). Por conseguinte, ao analisar essa relação (Figura 20), observa-se que as amostras se distribuíram acima da linha 1:1, significando que as reações de dissolução de calcita, dolomita e gipsita não são dominantes nesses reservatórios, há enriquecimento de cálcio e magnésio sobre o bicarbonato e sulfato, (principalmente para o reservatório Três Barras) advindos dos processos de troca iônica com minerais argilosos. Zhang *et al.* (2018) afirmam que os cátions dominantes  $Ca^{2+}$  e  $Na^+$  são os íons preferencias na troca iônica.

Já para as águas subterrâneas no Alto Egito, Redwan e Moneim (2016) verificaram a ocorrência de processos de dissolução desses minerais, a maioria das amostras caíram abaixo

e próximas do equilíbrio 1:1, indicando certo excesso de bicarbonato e sulfato em relação cálcio e magnésio, mas sugerindo que as reações de dissolução de calcita, dolomita e gesso são dominantes neste sistema.

**Figura 20** - Relação do  $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$  com o  $(\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-})$  para as amostras dos reservatórios Três Barras e Algodoeiro.



Fonte: Autoria própria.

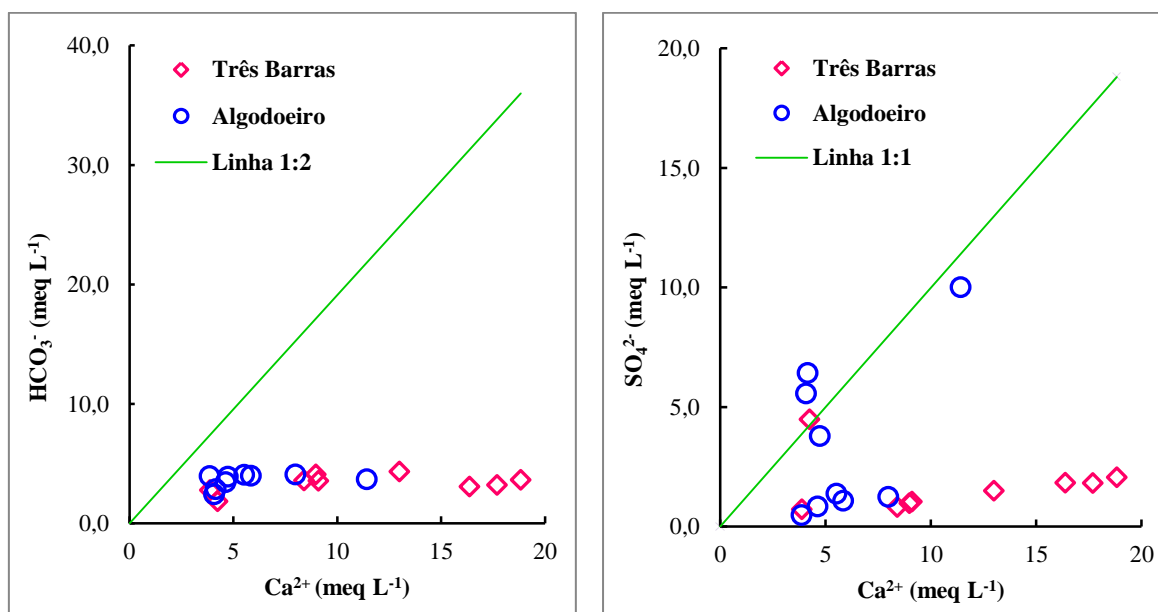
Subba Rao *et al.* (2019) enfatizam que a troca catiônica reversa ocorre entre sódio e potássio nas rochas hospedeiras com cálcio e magnésio na água durante o tempo de contato da água com o material argiloso do reservatório. Os autores evidenciaram esse processo, e confirmaram que foi um dos fatores que controlaram a composição química das águas subterrâneas de Visakhapatnam, na Índia.

Para a relação entre o  $\text{HCO}_3^-$  com o  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Ca}^{2+}$  com o  $\text{SO}_4^{2-}$ , a linha de equilíbrio será 1:1 se a calcita e gipsita, respectivamente, forem às únicas fontes de cálcio e sulfato no sistema (XU *et al.*, 2019). Nas Figuras 21a e 21b a maioria das amostras para ambos os reservatórios estão plotadas abaixo da linha 1:1, demonstrando abundância do íon  $\text{Ca}^{2+}$  sobre  $\text{HCO}_3^-$  e  $\text{SO}_4^{2-}$ . Isso confirma que o cálcio da água não tem origem apenas na dissolução dos minerais carbonatados e sulfatados, mas uma parte significativa é originária do processo de troca iônica, como já foi elucidado pela Figura 19.

A calcita, por exemplo, é um dos principais minerais fonte de cálcio e sua dissolução introduz íons de  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{HCO}_3^-$  na proporção é de 1:1. Qishlaqi, Abdolahi e Abbasnejad (2018) encontraram através da relação mostrada na Figura 21a, excessos de cálcio sobre o

bicarbonato na província de Kerman, zona árida no sudeste do Irã. Os autores deduziram que as concentrações de cálcio foram derivadas, além da dissolução de carbonatos (como a calcita), através de outras fontes como gipsita e processos de troca iônica entre cálcio e sódio.

**Figura 21 - (a)** Relação do  $\text{HCO}_3^-$  com o  $\text{Ca}^{2+}$  e **(b)** do  $\text{Ca}^{2+}$  com o  $\text{SO}_4^{2-}$  para as amostras dos reservatórios Algodoeiro e Três Barras.



Fonte: Autoria própria.

XU *et al.* (2019) constataram através da razão do  $\text{Ca}^{2+}$  com o  $\text{SO}_4^{2-}$  que as águas da bacia do centro-oeste de Guanzhong, na China, apresentam-se abaixo da linha 1:1, indicando que os íons excedentes de cálcio vêm de outras fontes, não somente pela dissolução da gipsita, mas de carbonatos, como calcita e dolomita. Os autores, ainda, confirmaram evolução química da água pela evaporação.

As amostras do reservatório Algodoeiro que ficaram acima da linha 1:1 (Figura 21b) correspondem as campanhas do período maio e agosto de 2018, com STD de  $2704 \text{ mg L}^{-1}$  e  $2658 \text{ mg L}^{-1}$ , respectivamente. A amostra um pouco abaixo, porém próxima da linha 1:1, corresponde à campanha do período de novembro de 1996 (STD =  $5539 \text{ mg L}^{-1}$ ). Nesses períodos, essas amostras estão próximas da linha de dissolução da gipsita, indicando que, o processo de dissolução desse mineral foi significativo para liberação de íons cálcio e sulfato na água nesses períodos amostrais.

### 5.3 MODELAGEM HIDROGEOQUÍMICA DO RESERVATÓRIO ALGODOEIRO

Para a modelagem hidrogeoquímica, adotou-se a hipótese que a evolução da composição iônica das águas (salinização) ocorre pelo fenômeno natural de evaporação, ocasionando/intensificando processos geoquímicos de supersaturação e subsaturação de fases minerais. Por esse motivo, não houve necessidade de uma ordem cronológica para as simulações, como por exemplo, partir de uma água inicial (campanha mais antiga) para obter uma água final (campanha atual), visto que, pretende-se analisar a influência da evaporação sucessiva no comportamento iônico e das fases minerais dos mananciais, ou seja, a dinâmica do aumento da salinização de uma água menos salina para uma água mais salina.

A Tabela 11 apresenta os pares das amostras, água inicial (menos salinizada) e água final (mais salinizada), que apresentaram melhores resultados nos testes de modelagem, entre os dados de 1996 a 2018. Em todas as simulações, partiu-se de uma amostra menos salinizada para uma de maior salinidade, já que não foi possível obter uma amostra de água doce.

As perdas de água variaram de 16% a 55%, e as simulações obtiveram concordância entre 80% e 120% entre os dados simulados e reais. O melhor resultado obtido foi a simulação usando as amostras de maio de 2018 ( $STD = 2704 \text{ mg L}^{-1}$ ), como água inicial, e as amostras de novembro 1996 ( $STD = 5539 \text{ mg L}^{-1}$ ), como água final, e encontrada uma perda de água por evaporação de 50%. Essa corresponde à simulação de maior perda, dentro de um maior espaço temporal, e, de melhor concordância entre os valores reais e simulados (mais de 90% para a maioria dos parâmetros simulados). Por isso, aqui são apresentados e discutidos os resultados da modelagem referentes a essa simulação, cujas características das amostras usadas na modelagem são apresentadas na Tabela 12.

**Tabela 11** - Pares de água inicial (menos salinizada) e água final (mais salinizada), referente aos melhores resultados nos testes de modelagem usando o PHREEQC, para o reservatório Algodoeiro (entre parênteses os STD em mg L<sup>-1</sup>).

Água acumulada Inicial	Água acumulada Final	Período Sazonal	Perda de água
Jun. 2013 (4304)	Nov. 2013 (5039)	Chuvoso - Seco	16%
Jul. 2017 (2777)	Nov. 2014 (5109)	Chuvoso - Seco	55%
Ago. 2018 (2658)	Nov. 2013 (5039)	Chuvoso - Seco	46%
Mai. 2018 (2704)	Nov. 2014 (5109)	Chuvoso - Seco	45%
Ago. 2018 (2658)	Nov.1996 (5539)	Menor - Maior STD	45%
Jul. 2017 (2777)	Nov.1996 (5539)	Menor - Maior STD	55%
Mai. 2018 (2704)	Nov.1996 (5539)	Menor - Maior STD	50%

**Tabela 12** - Características químicas das amostras de água do reservatório Algodoeiro usadas na modelagem hidrogeoquímica.

Parâmetros	Água Inicial Mai. 2018	Água Final Nov. 1996
pH	7,9	7,7
Condutividade (µS cm <sup>-1</sup> )	4304	8930
STD (mg L <sup>-1</sup> )	2704	5539
Temperatura (°C)	26,80	-
Na <sup>+</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	626,3	1345
K <sup>+</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	17,80	21,00
Ca <sup>2+</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	83,10	109,0
Mg <sup>2+</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	141,1	230,0
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	308,4	87,00
Cl <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	1107	2292
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	142,5	89,90

A Tabela 13 apresenta os resultados da simulação de 50% de perda de água por evaporação da campanha de maio de 2018 para campanha de novembro de 1996. Para efeito de comparação foram incluídos na tabela o intervalo e média dos dados reais para o período de estudo, e para efeito de validação, os resultados da modelagem são comparados com os dados reais (amostra final).

Os resultados da modelagem, para a maioria dos parâmetros (pH, sódio, cálcio, magnésio e cloreto) ficaram dentro do intervalo de variação das concentrações reais registradas no período de estudo (Tabela 13) e mostraram uma boa concordância (93% a 103%) com os valores da água final. As concordâncias entre os valores reais com os obtidos

na modelagem foram semelhante aos obtidas em outros trabalhos citados na literatura (WAHED *et al.*, 2014; WAHED *et al.*, 2015a).

**Tabela 13** - Resultados da modelagem para o reservatório Algodoeiro e comparação com a estatística das amostras coletadas e com a amostra final.

Parâmetros	Estatística das amostras			Resultados da Modelagem
	Média	Mín - Máx	Água Final	
pH	8,2	7,7 - 8,6	7,7	7,9
Condutividade ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	6250	4106 - 9124	8930	-
STD ( $\text{mg L}^{-1}$ )	3848	2658 - 5539	5539	-
Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ )	26,60	24,10 - 30,40	-	-
$\text{Na}^{+}$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	811,2	449,1 - 1345	1345	1245
$\text{K}^{+}$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	22,50	15,10 - 36,10	21,00	8,20
$\text{Ca}^{2+}$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	117,7	77,30 - 228,5	109,0	111,7
$\text{Mg}^{2+}$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	196,4	141,1 - 319,3	230,0	221,2
$\text{SO}_4^{2-}$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	153,7	23,00 - 480,3	87,00	404,0
$\text{Cl}^{-}$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	1772	1037 - 2375	2292	2219
$\text{HCO}_3^{-}$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	168,5	89,9 - 204,2	89,90	27,40

As exceções foram para o sulfato, potássio e bicarbonato, cuja concordância encontrada entre o valor real e simulado ficaram muito fora do intervalo aceitável (80% - 120%). O sulfato, apesar do valor obtido na modelagem não ser concordante com o valor da média e da água final, está inserido dentro do intervalo de concentrações para o período estudado.

Da Silva Ribeiro *et al.*, (2010) afirmaram que as concentrações do potássio em águas naturais são normalmente menores que  $10 \text{ mg L}^{-1}$ , pois são provenientes de rochas resistentes às ações do intemperismo físico e químico (WANG *et al.*, 2017). O reservatório Algodoeiro possui média de  $22,5 \text{ mg L}^{-1}$  de potássio (Tabela 7) e a modelagem gerou um valor baixo para esse parâmetro, de  $8,2 \text{ mg L}^{-1}$  (Tabela 13), sugerindo que, além da atuação dos minerais silicatos, as atividades agrícolas próximas ao reservatório Algodoeiro estejam contribuindo para concentrações adicionais desse elemento no manancial. Como já pontuado anteriormente, a região possui índice considerável de atividades agrícolas (DE OLIVEIRA *et*

*al.*, 2007; SILVA; MENEZES, 2019) e essas atividades sem o devido monitoramento são potenciais fontes de potássio.

A modelagem gerou para o bicarbonato valores menores que a média geral das amostras e da concentração da água final, da mesma maneira que muito aquém do intervalo de concentrações (Tabela 13). Resultados semelhantes ao do bicarbonato foram encontrados por Wahed *et al.* (2014) na modelagem do lago Qarun, no Egito, e os pesquisadores atribuíram a grande diferença ao fato da calcita precipitar muito lentamente naquele lago. Isso é corroborado por Drever (1997) que afirma que a química dos processos de dissolução e precipitação é controlada pela cinética e não somente pela solubilidade das espécies.

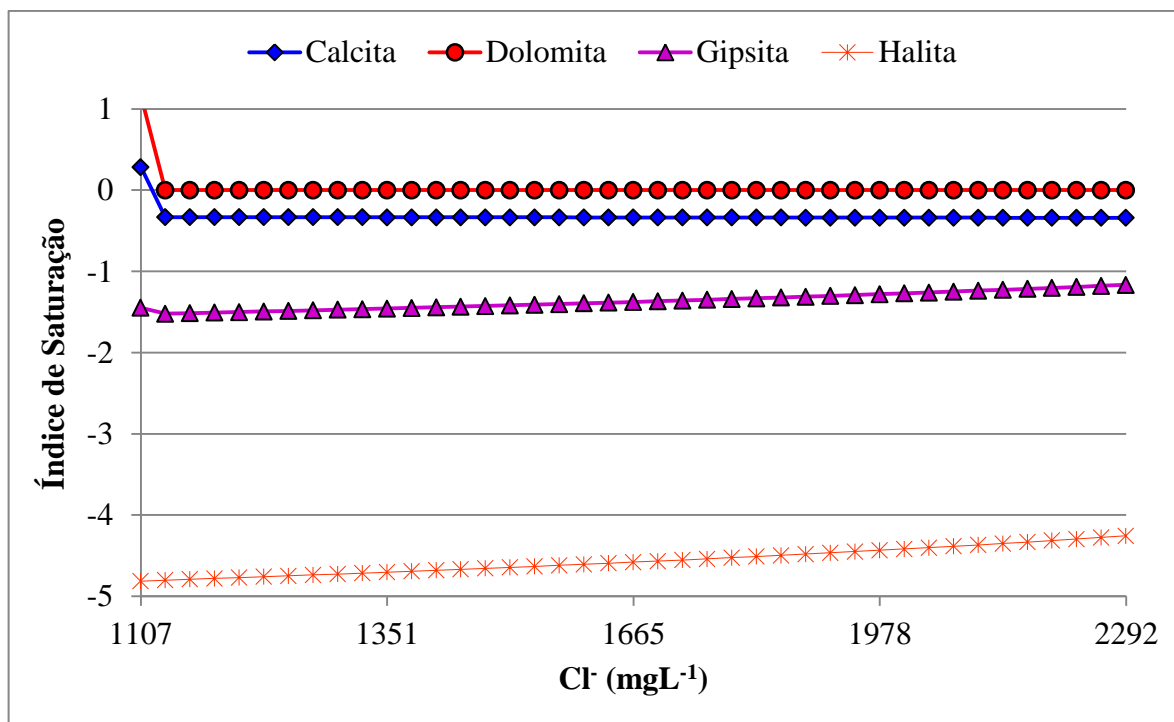
Os resultados encontrados corroboram com os achados no estudo conduzido por Alencar *et al.* (2019), os autores observaram boa concordância com as características hidroquímicas das águas, e a modelagem realizada pelo PHREEQC confirmou que a composição das águas dos reservatórios, ricas em  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Cl}^-$ , são consequência dos processos de evaporações sucessivas a que foram submetidos.

O índice de saturação (IS) fornece uma visão da reatividade dos minerais (ZHANG *et al.*, 2018) e indica se a solução está em equilíbrio, subsaturada ou supersaturada em relação a alguma fase sólida. É admitido o intervalo -0,05 a 0,05 como o equilíbrio (saturação). Valores do SI abaixo de -0,05 indicam a subsaturação em relação ao mineral correspondente, e, se o SI excede 0,05, a água está supersaturada em relação a esse mineral (MERKEL; PLANNER-FRIEDRICH, 2012; QISHLAQI; ABDOLAH; ABBASNEJAD, 2018).

A Figura 22 apresenta o índice de saturação das principais fases minerais para o reservatório Algodoeiro correlacionados com o cloreto. Em geral, o cloreto ( $\text{Cl}^-$ ) é o íon que está envolvido nas reações geoquímicas mais comuns ocorridas nos mananciais superficiais e subterrâneos. Sendo utilizado como um elemento de referência pela literatura (WAHED *et al.*, 2014; WAHED *et al.*, 2015a; WANG *et al.*, 2017; LI; TIAN; LIU, 2019) pois assume um comportamento conservativo no meio aquoso, e por isso, é uma medida da evolução da salinização.



**Figura 22** - Índice de saturação das principais fases minerais para o reservatório Algodoeiro.



Fonte: Autoria própria.

O mineral calcita ( $\text{CaCO}_3$ ) apresentou IS entre 0,2 e -0,4 durante as simulações, havendo supersaturação (IS = 0,2) e consequente precipitação do mineral nas primeiras etapas da simulação de evaporação e depois se mantendo subsaturado durante toda a modelagem.

A dolomita ( $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ ) apareceu com supersaturação IS igual a 1,2, apresentou uma leve precipitação e depois permaneceu em equilíbrio (IS = 0,0) durante toda a modelagem, estando em condições de precipitar ou dissolver a depender das circunstâncias ambientais do meio, sendo suposto que haja supersaturação e precipitação com o decorrer da evaporação, já que a região do reservatório Algodoeiro é rica em minerais carbonatados (JACOMINE *et al.*, 1975).

Stein *et al.* (2019) encontraram subsaturação da calcita e dolomita (IS entre - 6,0 e - 2,0) em algumas zonas do aquífero Barreiras no Rio Grande do Norte e atribuíram esse resultado a percolação dessas águas em rochas empobrecidas em minerais carbonáticos ou pelo tempo de residência insuficiente ao ponto de não atingir o equilíbrio nesses minerais.

Li *et al.* (2019), por sua vez, constatarem supersaturação da calcita e dolomita (IS = > 1,5) e precipitação desses minerais para águas superficiais na província de Guizhou, sudoeste da China e oscilações entre subsaturação e supersaturação (-2,0 e >1,5) para águas subterrâneas, indicando que esses minerais podem continuar se dissolvendo e precipitando, e,

esse fenômeno é um processo significativo que aumenta as concentrações de  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  e  $\text{HCO}_3^-$  nas águas. Visto que a área estudada é caracterizada como cárstica, rica em carbonatos como calcita e dolomita.

A gipsita ( $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ), fonte de cálcio e sulfato, ainda que normalmente precipite após a calcita (HARDIE; EUGSTER, 1970), apareceu subsaturada ( $\text{IS} = -1,4$  e  $-1,1$ ) durante a modelagem, sendo observado um aumento de saturação com o avanço da salinização (Figura 22). Qishlaqi, Abdolahi e Abbasnejad (2018) enfatizaram que a subsaturação (dissolução) da gipsita pode induzir a precipitação da calcita devido à origem de íons comuns como mostra a equação 8. De fato, quando a calcita atinge a saturação, a gipsita ainda é insaturada e continua a se dissolver, adicionando cálcio e sulfato à solução.



Qishlaqi, Abdolahi e Abbasnejad (2018) discorrem sobre o aumento de cálcio derivado da dissolução da gipsita, possibilitando também aumento das concentrações de sódio à medida que a ocorre troca catiônica no meio aquoso. Os resultados obtidos pelos autores foram semelhantes ao desse estudo, principalmente, quanto à saturação da gipsita e halita, que mesmo insaturadas, observa-se uma evolução na saturação conforme aumenta a salinização (Figura 22).

Esse fenômeno ocorrido com a gipsita pode ser explicado pelo ciclo de períodos secos e chuvosos, comuns em regiões áridas e semiáridas, onde há ausência ou baixas precipitações. Drever (1997) estudou a bacia do *Teels Marsh*, em Nova Jersey, Estados Unidos, e elucida que essa decorrência não favorece um contato suficiente desse mineral, que é pouco solúvel, com a água das chuvas.

Resultado semelhante da gipsita foi observado por Villanueva *et al.* (2014) no aquífero Salitre, na região de Irecê na Bahia, que obtiveram média de saturação de  $-1,4$  da gipsita nas suas águas, atribuídos ao pequeno tempo de circulação das águas no aquífero, favorecendo sua subsaturação.

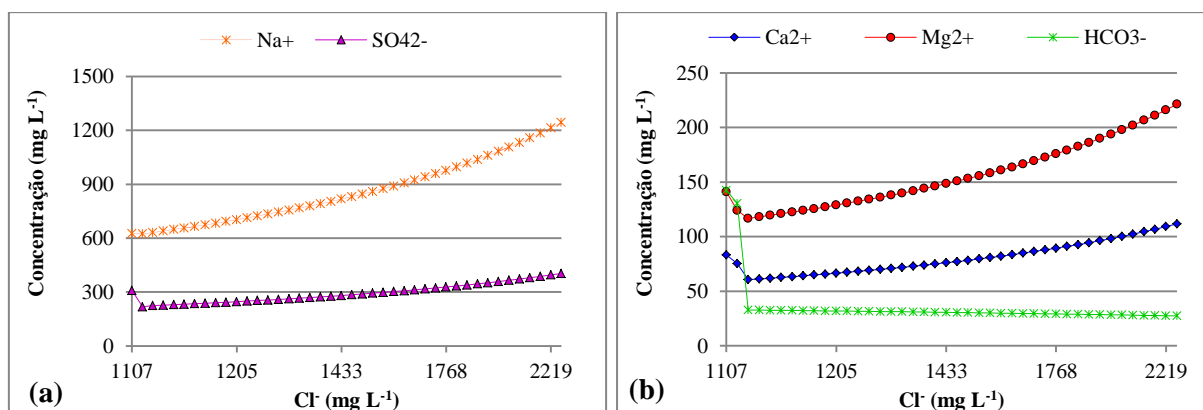
Por outro lado, Wahed *et al.* (2015a) comentam que a precipitação da gipsita é limitada pelo cálcio. Os autores explicam que os excessos de cálcio sobre o sulfato pode dificultar a supersaturação e precipitação desse mineral. Nesse caso, encontraram supersaturação da gipsita no lago Qarum, Egito, com  $\text{IS}$  de  $0,2$  e posterior equilíbrio desse mineral, indicando ínfima precipitação da mesma.

A halita (NaCl) apareceu fortemente subsaturada (IS entre -4,9 e -4,3) durante todo caminho evolutivo da modelagem, e possui tendência linear crescente de dissolução com o aumento da evaporação (Figura 22). Gao *et al.* (2019) encontraram subsaturação elevada da halita (IS variando de -6,6 a -4,9) para todas as amostras de água da província de Shandong, na China, revelando tendência de dissolução sucessiva desse mineral.

Esse resultado é frequentemente encontrado em estudos hidrogeoquímicos, porque a halita é um mineral muito solúvel e quase sempre permanece subsaturada, em constante dissolução (WAHED *et al.*, 2015a; BARZEGAR *et al.*, 2018; GAO *et al.*, 2019; BODRUD-DOZA *et al.*, 2019; Li *et al.*, 2019). Esse evaporito representa um dos principais contribuintes para salinização das águas, principalmente no decorrer da evaporação.

A Figura 23 apresenta o caminho evolutivo das concentrações iônicas durante a simulação de evaporação do reservatório Algodoeiro. Os elementos  $\text{Na}^+$  e  $\text{SO}_4^{2-}$  (Figura 23a),  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  e  $\text{HCO}_3^-$  (Figura 23b) são correlacionados com o cloreto para entender o comportamento dos íons durante a salinização.

**Figura 23** - Evolução das concentrações iônicas na simulação da evaporação para o reservatório Algodoeiro (a)  $\text{Na}^+$  e  $\text{SO}_4^{2-}$ ; (b)  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  e  $\text{HCO}_3^-$  plotadas com o cloreto.



Fonte: Autoria própria.

Todas as espécies iônicas crescem com o decorrer da evaporação (Figura 23a e 23b). O sódio cresce junto ao cloreto, mostrando origem comum, da dissolução da halita. Contudo, o sódio apresenta menor concentração, devido aos processos de troca iônica. O sulfato, cálcio e magnésio inicialmente reduzem de concentração pela precipitação da calcita e dolomita e voltam a se concentrar na solução com aumento da salinização, mostrando os efeitos da evaporação sucessiva da solução. O bicarbonato, que controla a precipitação dos carbonatos, decresce como consequência da precipitação da calcita e dolomita.

Esses resultados foram semelhantes aos encontrados nos reservatórios estudados por Alencar *et al.* (2019), no interior de Sergipe. Os autores observavam evolução iônica dos íons cálcio, magnésio e sódio e cloreto com o aumento da evaporação, e a diminuição do  $\text{HCO}_3^-$ , como consequência da precipitação dos carbonatos.

Durante simulações de evaporação do Lago Qarun, no Egito, Wahed *et al.*, (2014) também observaram aumento da concentração dos íons de cloreto, sódio, magnésio e sulfato ao longo da modelagem PHREEQC, o que contribuiu para salinização do lago, e, redução do cálcio e bicarbonato pela precipitação da calcita.

Mais tarde Wahed *et al.*, (2015b) observaram que o magnésio e sulfato aumentaram constantemente com a evaporação até que houve declínio nas concentrações dos íons de  $\text{SO}_4^{2-}$  e esse comportamento foi associado a precipitação dos sais de  $\text{MgSO}_4$  (sulfato de magnésio).

#### 5.4 MODELAGEM HIDROGEOQUÍMICA DO RESERVATÓRIO TRÊS BARRAS

Os melhores resultados gerados nos testes de modelagem, entre os dados de 1996 a 2018, contendo os pares de amostragem com a água inicial (menos salinizada) e a água final (mais salinizada), período sazonal e as perdas de água encontradas são apresentados na Tabela 14.

As perdas de água tiveram variação de 13% a 58,5%, e o melhor resultado, dentro de um maior espaço temporal e diferença de salinização (STD), foi para a simulação de novembro de 1996 – como água inicial – e novembro de 2013 – como água final –, sendo encontrada uma perda de água por evaporação de 58%. Portanto, são apresentados e discutidos os resultados para essa simulação, cujas características das amostras usadas na modelagem são apresentadas na Tabela 15.

**Tabela 14** - Pares de água inicial (menos salinizada) e água final (mais salinizada), que deram melhores resultados nos testes de modelagem usando o PHREEQC, para o reservatório Três Barras (entre parênteses os STD em mg L<sup>-1</sup>).

Água acumulada inicial	Água acumulada final	Período Sazonal	Perda de água
Jun. 2013 (7698)	Nov. 2014 (8869)	Chuvoso - Seco	20%
Mai. 2018 (5903)	Ago. 2018 (7806)	Chuvoso - Chuvoso	13%
Nov. 2013 (6642)	Nov. 2014 (8860)	Seco - Seco	15%
Jul. 2017 (3952)	Jun. 2013 (7698)	Chuvoso - Chuvoso	45%
Mai. 2018 (5903)	Ago. 2018 (7806)	Chuvoso - Chuvoso	13%
Nov. 1996 (2652)	Jun. 2013 (7698)	Menor - Maior STD	58,5%
Nov. 1996 (2652)	Nov. 2013 (6642)	Menor - Maior STD	58%

**Tabela 15** - Características químicas das amostras de água do reservatório Três Barras usadas na modelagem hidrogeoquímica.

Parâmetros	Água Inicial Nov. 1996	Água Final Nov. 2013
pH	7,5	8,4
Condutividade (μS cm <sup>-1</sup> )	3100	11861
STD (mg L <sup>-1</sup> )	2652	6642
Temperatura (°C)	-	26,00
Na <sup>+</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	549,0	1837
K <sup>+</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	3,00	34,10
Ca <sup>2+</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	85,10	182,1
Mg <sup>2+</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	160,0	286,8
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	215,0	49,56
Cl <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	1444	3936
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	91,82	178,3

Na Tabela 16 é possível observar os resultados da simulação de 58% de perda de água por evaporação referente à campanha de novembro de 1996 (STD - 2652mg L<sup>-1</sup>) para novembro de 2013 (STD – 6642 mg L<sup>-1</sup>) (Tabela 14). Essa simulação refere-se à modelagem de melhor concordância entre os valores reais e encontrados na simulação, atingindo mais de 90% de concordância para a maioria dos parâmetros simulados. Nessa tabela é apresentado o resultado dessa modelagem, a estatística das amostras reais (contemplando todos os períodos secos e chuvosos) e a água final usada na simulação.

Os resultados dos parâmetros pH, sódio, cálcio, magnésio e cloreto apresentaram uma correlação satisfatória entre o valor real e encontrado na simulação, com concordância de

108%, 141%, 119%, 88,3% e 96,7%, respectivamente, e ficaram dentro do intervalo de variação das concentrações reais registradas no período estudado (Tabela 16). As diferenças entre os dados reais e os encontrados na modelagem foram concordantes com os obtidos em outros estudos citados na literatura (WAHED *et al.*, 2014; WAHED *et al.*, 2015a).

Já os resultados para o potássio, sulfato e bicarbonato tiveram pouca concordância entre o valor real e simulado, fora do intervalo aceitável de 80% e 120%. O valor baixo para o potássio, gerado na modelagem, pode ser atribuído ao fato da simulação considerar apenas a contribuição mineral natural para evolução desse íon, e, para Wang *et al.* (2017), valores naturais de potássio na água são menores que 10 mg L<sup>-1</sup>. Então, é provável que, semelhantemente ao reservatório Algodoeiro, essas concentrações de potássio elevadas sejam advindas de atividades agrícolas, visto que na região do reservatório Três Barras há presença dessas atividades (Figura 6) (DE OLIVEIRA *et al.*, 2007; SILVA; MENEZES, 2019) e por isso os valores gerados na modelagem para esse elemento não corroboraram com os reais.

**Tabela 16** - Resultados da modelagem para o reservatório Três Barras e comparação com a estatística das amostras coletadas e com a amostra final.

Parâmetros	Estatística das amostras			
	Média	Mín-Máx	Água final	Resultados da modelagem
pH	8,1	7,5 - 8,5	8,4	7,8
Condutividade (µS cm <sup>-1</sup> )	10633	3100 - 15821	-	-
STD (mg L <sup>-1</sup> )	6739	2652 - 8860	-	-
Temperatura (°C)	26,60	24,70 – 29,00	26,00	-
Na <sup>+</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	1436	549,0 - 2237	1837	1302
K <sup>+</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	31,10	3,00 - 54,30	34,10	1,65
Ca <sup>2+</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	223,4	77,60 - 376,7	182,1	152,6
Mg <sup>2+</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	321,0	147,6 - 500,5	286,8	324,5
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	81,00	34,20 – 215,0	49,56	324,8
Cl <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	3521	1645 - 4655	3936	4067
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	167,5	91,80 - 216,9	178,3	26,02

O sulfato não apresentou concordância positiva entre os valores reais e simulados. A tendência é que ocorra a concentração dos íons na água conforme a evaporação sucede, então, o fato da campanha de água inicial de novembro de 1996 possuir concentrações mais elevadas

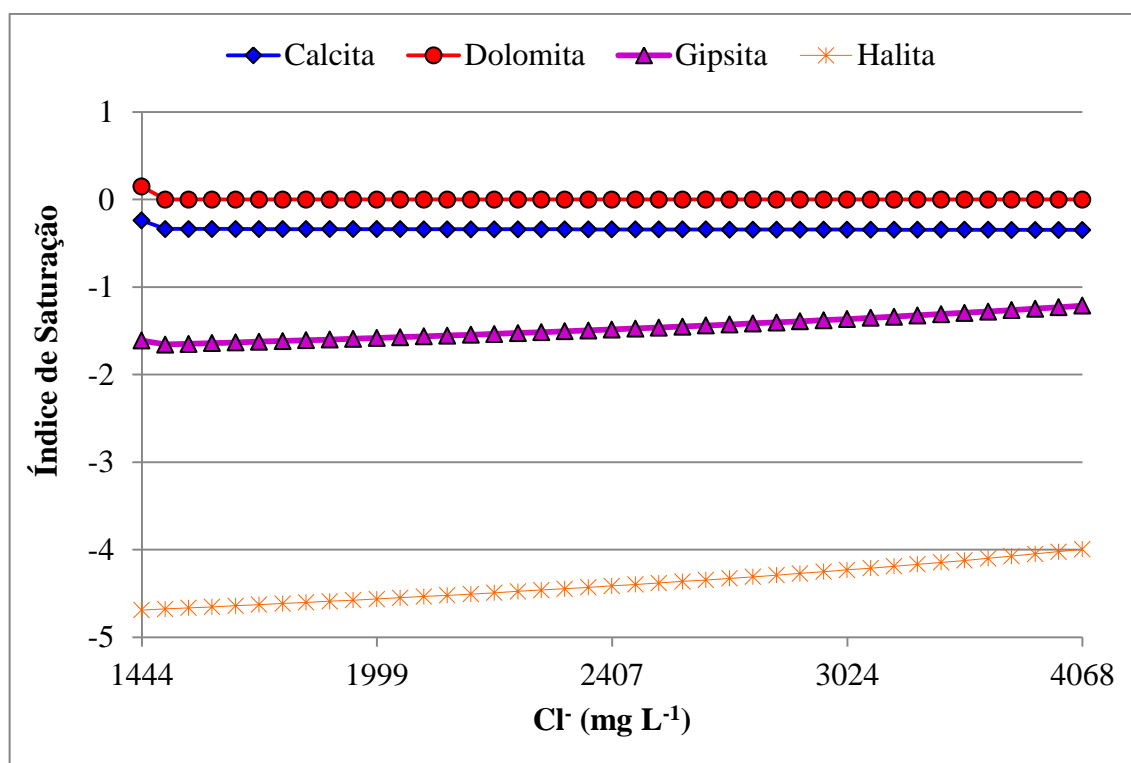
de sulfato ( $215,0 \text{ mg L}^{-1}$ ) do que a campanha água final de novembro de 2013 ( $49,56 \text{ mg L}^{-1}$ ) (Tabela 15), influenciou na diferença entre os valor simulado e o real, devido às elevadas concentrações de sulfato em novembro de 1996, mesmo no período de menor salinização do reservatório Três Barras (STD de  $2652 \text{ mg L}^{-1}$ ). É possível que, nesse período, o processo de dissolução da gipsita foi mais significativo para contribuição de íons de sulfato na água.

O bicarbonato gerou valores bem inferiores da média geral das amostras reais e da água final pretendida (Tabela 16). Esse resultado pode ser explicado pelo fato que a modelagem usando o PHREEQC é termodinâmica, e a química dos processos de dissolução e precipitação é controlada pela velocidade entre as reações químicas e não somente pelas solubilidades das espécies (DREVER, 1997). Então, como a modelagem do bicarbonato não considera a cinética de precipitação dos minerais carbonatos, como calcita e dolomita, na simulação, isso pode ter levado ao valor baixo para o bicarbonato. Wahed *et al.* (2014) também encontraram valores baixos para o bicarbonato, e atribuíram esse comportamento ao fato da calcita precipitar muito lentamente no lago Qarun, no Egito.

Em contrapartida, Kirabira *et al.* (2015) estudando salmouras na África encontraram excesso de bicarbonato no lago Katwe, suas concentrações mostraram constante crescimento com o aumento da evaporação associado à sua alta solubilidade nas salmouras e abundância de minerais de carbonato e bicarbonato na região.

O índice de saturação mineral é útil para identificar a existência e o comportamento dos minerais comuns no corpo hídrico (DEUTSCH, 1997; MERKEL; PLANNER-FRIEDRICH, 2012; NEMATOLLAHI *et al.*, 2016). A Figura 24 apresenta o índice de saturação das fases minerais, usadas nas simulações do reservatório Três Barras, plotadas com o cloreto, para observar o comportamento das fases minerais com o aumento da salinização.

**Figura 24** - Índice de saturação das principais fases minerais para o reservatório Três Barras.



**Fonte:** Autoria própria.

A dolomita apareceu com supersaturação de 0,1 com pequena precipitação na primeira etapa de evaporação. Apesar de concentrações elevadas de cálcio e magnésio (constituintes da dolomita) (Tabela 15 e 16), a mesma permaneceu em equilíbrio ( $IS = 0,0$ ) até o final da simulação. O que significa que qualquer evaporação adicional da água deve causar a precipitação da dolomita. Levy e Amrhein (2011) estudaram a evolução geoquímica de lagos salinos nas montanhas Guadalupe, Novo México, e encontraram a dolomita subsaturada nos lagos das montanhas, conferindo esse fenômeno a baixa cinética de precipitação desse mineral.

A calcita mostrou-se subsaturada, com  $IS$  entre -0,2 a -0,3, e tendência de continuar dissolvendo durante o avanço da evaporação. De modo, semelhante, a gipsita se apresentou-se subsaturada ( $IS = -1,6$  a -1,2), com uma tendência crescente com o aumento da salinização, corroborando com o estudo dirigido por Qishlaqi, Abdolahi e Abbasnejad (2018), que também encontraram tendência de supersaturação da gipsita, partindo de  $IS$  de -2,5 a  $> 0,2$ .

Gao *et al.* (2019) encontraram variação de saturação de 0,1 a 3,1 para a dolomita e -0,1 a 1,4 para a calcita, indicando supersaturação desses minerais em águas subterrâneas da província de Shandong, na China, e observaram que as dissoluções dos minerais desses carbonatos são os processos dominantes que definem a química das águas da região.



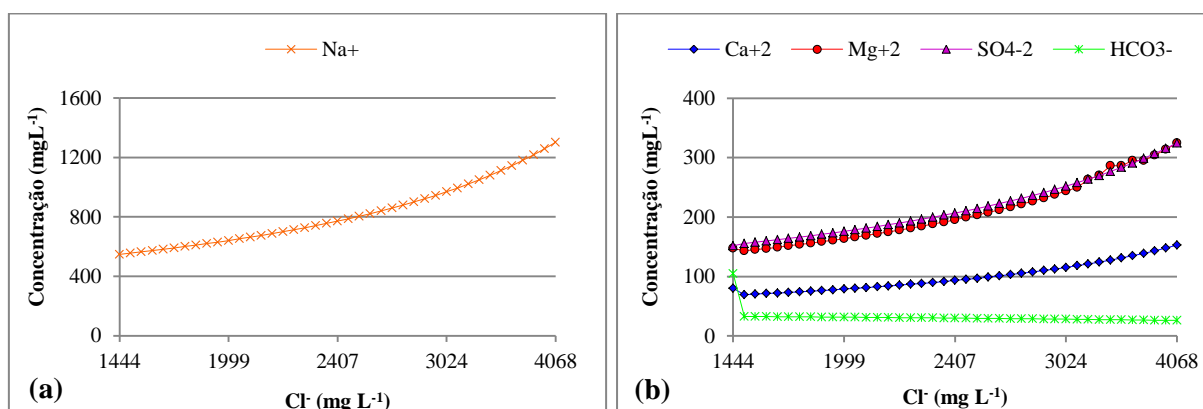
Corrêa (2019) encontrou valores negativos de saturação para calcita e dolomita nas fácies de águas subterrâneas e superficiais de aquíferos da Estação Ecológica Mogi-Guaçu, São Paulo, e ressalta que o tempo de residência curto desses minerais colaborou para a subsaturação e o empobrecimento de íons de cálcio e magnésio, uma vez que, esse resultado foi encontrado para amostras de águas de períodos de baixa precipitação pluviométrica.

A halita (Figura 24) permaneceu subsaturada, com IS de -4,7 a -4,0 crescendo junto com a salinização provocada pela evaporação sucessiva durante toda a modelagem, corroborando com Wahed *et al.* (2015a) que encontraram IS de -2,7 para a halita até o último passo da modelagem. Os mesmos autores também obtiveram resultados de supersaturação da calcita e gipsita com posterior precipitação e equilíbrio de ambos na solução.

A Figura 25 apresenta o comportamento evolutivo das concentrações iônicas durante a simulação de evaporação do reservatório Três Barras. Os elementos  $\text{Na}^+$  (Figura 25a),  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  e  $\text{HCO}_3^-$  (Figura 25b) são correlacionados com o cloreto para observar a evolução durante a salinização.

É notória a concentração progressiva dos íons à medida que a evaporação progride. O sódio aumenta junto com o cloreto, mas em menor concentração por causa dos processos de troca iônica. Os íons cálcio, magnésio e sulfato aumentam progressivamente de concentração com avanço da salinização, evidenciando os efeitos da evaporação no reservatório Três Barras e tornando as águas ricas em  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ . O bicarbonato diminui como consequência da precipitação, mesmo módica, da calcita e dolomita.

**Figura 25** - Evolução das concentrações iônicas na simulação da evaporação para o reservatório Três Barras (a)  $\text{Na}^+$ ; (b)  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$  plotadas com o cloreto.



Fonte: Autoria própria.

Wang *et al.* (2017) enfatizam que a presença de solos ricos em minerais evaporitos como gipsita e halita, como nesse estudo (Figura 5), são potenciais fonte de íons de sulfato,

cálcio, sódio e cloreto na água, e identificaram a evaporação, dissolução mineral e troca catiônica como os principais processos hidrogeoquímicos que controlam as características hidroquímicas no aquífero estudado em Alxa, Região Autônoma da Mongólia Interior, China.

O resultado da evaporação provocada pela simulação usando PHREEQC sobre os íons inorgânicos (Figura 25) mostra que os íons sódio, sulfato, cálcio e magnésio se concentram na solução conforme ocorre a evaporação, resultados semelhantes aos obtidos por Wahed *et al.* (2015a) no lago superficial egípcio.

## 6 CONCLUSÃO

Os processos hidrogeoquímicos envolvidos na salinização dos reservatórios Algodoeiro e Três Barras foram avaliados usando as razões iônicas e modelagem hidrogeoquímica através do PHREEQC.

Os valores de sólidos totais dissolvidos evidenciaram elevada concentração, com média de 3849 mg L<sup>-1</sup> para Algodoeiro e de 6739 mg L<sup>-1</sup> para Três Barras, atingindo no diagrama do USSSL, a classificação de risco de salinização para irrigação de “excepcionalmente alto”.

Com base no diagrama de Piper, as águas dos dois reservatórios foram, majoritariamente, classificadas como sulfatadas-cloretadas-sódicas e o principal mecanismo que controla a química da água dos reservatórios, identificado pelo diagrama de Gibbs, foi a evaporação-cristalização.

A análise de componentes principais mostrou que as amostras do reservatório Três Barras são estatisticamente diferentes das amostras do reservatório Algodoeiro, por apresentarem uma composição mineral mais elevada, ou seja, o reservatório Três Barras encontra-se mais salinizado do que o reservatório Algodoeiro. Não foi observada uma separação das amostras em função da sazonalidade.

As razões iônicas evidenciaram que os principais processos hidrogeoquímicos, associados à salinização dos reservatórios, foram a dissolução da halita e a troca iônica reversa, com uma contribuição menor dos minerais calcita e dolomita.

A modelagem pelo PHREEQC confirmou que a evaporação foi o principal fenômeno responsável pela salinização dos reservatórios. Foram encontradas perdas de até 50% e 58% de água para os reservatórios Algodoeiro e Três Barras, respectivamente. Com o aumento da salinização foi observada a supersaturação e precipitação da calcita e da dolomita no reservatório Algodoeiro, ocorrendo à diminuição de espécies iônicas em solução (como cálcio e bicarbonato).

Para o reservatório Três Barras, a calcita se manteve subsaturada e a dolomita supersaturada, seguido de precipitação e depois saturação (equilíbrio). Para ambos os reservatórios a halita e gipsita permaneceram subsaturadas, em constante processo de dissolução.

As concentrações iônicas obtidas na modelagem foram concordantes com os valores reais da amostra final, exceto para os íons potássio, sulfato e bicarbonato. Para o potássio e

sulfato, as diferenças se devem, provavelmente, ao impacto de aportes antropogênicos, enquanto para o bicarbonato, a diferença está associada à cinética lenta de precipitação dos carbonatos.

## REFERÊNCIAS

ABBOUD, I. A. Geochemistry and quality of groundwater of the Yarmouk basin aquifer, north Jordan. **Environmental geochemistry and health**, v. 40, n. 4, p. 1405-1435, 2018.

AGHAZADEH, N.; MOGADDAM, A. A. Investigation of hydrochemical characteristics of groundwater in the Harzandat aquifer, Northwest of Iran. **Environmental monitoring and assessment**, v. 176, n. 1-4, p. 183-195, 2011.

AHMED, M. A.; SAMIE, SG ABDEL; BADAWY, H. A. Factors controlling mechanisms of groundwater salinization and hydrogeochemical processes in the Quaternary aquifer of the Eastern Nile Delta, Egypt. **Environmental earth sciences**, v. 68, n. 2, p. 369-394, 2013.

AHMED, N.; BODRUD-DOZA, M.; ISLAM, S. D. U.; CHOUDHRY, M. A.; MUHIB, M. I.; ZAHID, A.; BHUIYAN, M. A. Q. Hydrogeochemical evaluation and statistical analysis of groundwater of Sylhet, north-eastern Bangladesh. **Acta Geochimica**, v. 38, n. 3, p. 440-455, 2018.

ALBUQUERQUE, D. S. Percepção Ambiental no Sertão Cearense: Estudo de Caso na Comunidade Santa Maria, Ererê. **Revista de Geociências do Nordeste**, v. 2, p. 706-715, 2016.

ALENCAR, N. R. O.; LIMA, M. H. R; SILVA, E. L.; MONTEIRO, A. S. C.; ALVES, J. P. H. Processos hidrogeoquímicos envolvidos na salinização de reservatórios do Estado de Sergipe, Nordeste do Brasil. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 15. 2018, Maceió. **Anais eletrônicos** [...], Porto Alegre: ABRHidro, 8 p. 2018. Disponível em: <http://anais.abrhidro.org.br/works/4596>. Acesso em 03 de setembro de 2019.

ALENCAR, N. R. O.; MONTEIRO, A. S. C.; SILVA, E. L.; SILVA, I. S.; ALVES, J. P. H. Uso de modelagem hidrogeoquímica para interpretar a qualidade da água de reservatórios salinizados em Sergipe. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 23., 2019, Foz do Iguaçu. **Anais eletrônicos** [...]. Porto Alegre: ABRHidro, 8 p. 2019. Disponível em: <http://anais.abrhidro.org.br/works/5149>. Acesso em: 10 janeiro de 2020.

ALVES, J. P. H.; FONSECA, L. C.; ALVES CHIELLE, R. S. A.; MACEDO, L. C. B. Monitoring water quality of the Sergipe River basin: an evaluation using multivariate data analysis. **Brazilian Journal of Water Resources**, v. 23, e27. 2018.

ALVIM, R. B. **Dinâmica do nitrogênio e fósforo em águas fluviais de uma bacia hidrográfica com diferentes usos do solo no Sudeste do Brasil**. 2016. Tese (Doutorado em

Geociências) - Universidade Federal Fluminense. Área de Concentração: Geoquímica Ambiental. Niterói, Rio de Janeiro. 2016.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. 2002. **A evolução da gestão dos recursos hídricos no Brasil**. (Edição comemorativa do dia mundial das águas). [S.l.: s.n.]. 64p.

ANA - Agência Nacional de Águas. **A evolução da gestão dos recursos hídricos no Brasil**. Edição comemorativa do dia mundial da água. Brasília: ANA, 64p. 2002.

ANA (Brasil). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2019: Relatório pleno**. Brasília: ANA, 110p. 2019.

ANA (Brasil). **Hidroweb**: Sistemas de informações hidrológicas. Versão 3.1.1. Disponível em: <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas>. Acesso em: 15 de outubro de 2019.

ANA/GEF/PNUMA/OEA (2002). **Projeto de Gerenciamento Integrado das Atividades Desenvolvidas em Terra na Bacia do São Francisco, Subprojeto 2.1 - Mapeamento temático do uso da terra no Baixo São Francisco**. Brasília: Agência Nacional de Águas.

ANDRADE, E. M.; BATISTA, T. M.; TEIXEIRA, A. S.; MEIRELES, M.; SOUZA, B. F. S. Mapa de vulnerabilidade da bacia do Acaraú, Ceará, à qualidade das águas de irrigação, pelo emprego do GIS. **Revista Ciência Agronômica**, v. 37, n. 3, p. 280–287, 2006.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. **Standard Methods for The Examination Of Water And Wastewater**. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. Washington, DC. 2012.

APELO, C.; POSTMA, D. **Geochemistry, groundwater and pollution**, 2nd edn. Balkema. Amsterdam. 2005.

ARAÚJO NETO, J. R.; MEIRELES, A. C. M.; ANDRADE, E. M.; Q., P. A.; PAULINO, W. D. **Modelagem da concentração de cloreto nas águas dos açudes poço da pedra e favelas**. In: Anais. Workshop Internacional de Inovações Tecnológicas na Irrigação. [S.l.]: WINOTEC, 2010.

ARAÚJO, C. B. C.; NETO, S. A. D.; SOUZA FILHO, F. A. Previsão de vazões para o Açude Orós/CE a partir de dados hidrometeorológicos utilizando perceptrons. **Revista Brasileira de Meteorologia**, 2015, v. 30, n. 1, p. 37-46.

ASKRI, B. Hydrochemical processes regulating groundwater quality in the coastal plain of Al Musanaah, Sultanate of Oman. **Journal of African Earth Sciences**, v. 106, p. 87-98, 2015.

ATHAYDE, G. B.; MULLER, C. V.; ROSA FILHO, E. R.; HINDI, E. C. Estudo sobre os tipos das águas do Aquífero Serra Geral, no município de Marechal Cândido Rondon—Pr. **Águas Subterrâneas**, v. 21, n. 1, 2007.

BABEL, M.; SCHREIBER, B. C. 9.17. Geochemistry of evaporites and evolution of seawater. **Treatise on geochemistry**, p. 483-560, 2014.

BAKER, ANDY; CUMBERLAND, SUE; HUDSON, NAOMI. Dissolved and total organic and inorganic carbon in some British rivers. **Área**, v. 40, n. 1, p. 117-127, 2008.

BALTAR, C. A. M.; BASTOS, F. D. F.; LUZ, A. B. D. **Gipsita**. CETEM/MCT. 2005.

BARNES, R. T.; RAYMOND, P. A. The contribution of agricultural and urban activities to inorganic carbon fluxes within temperate watersheds. **Chemical Geology**, v. 266, n. 3-4, p. 318-327, 2009.

BARROS, R. V. G.; SOUZA, H. M. de L.; SOUZA, C. A. de. Determinação do índice de qualidade da água (IQA) na sub-bacia no córrego André em Mirassol D'oeste, Mato Grosso. **Engenharia Ambiental**, v. 8, n. 3, p. 138-153, 2011.

BARZEGAR, R.; MOGHADDAM, A. A.; NAZEMI, A. H. E.; ADAMOWSKI, J. Evidence for the occurrence of hydrogeochemical processes in the groundwater of Khoy plain, northwestern Iran, using ionic ratios and geochemical modeling. **Environmental Earth Sciences**, v. 77, n. 16, p. 597, 2018.

BARZEGAR, R.; MOGHADDAM, A. A.; TZIRITIS, E. Hydrogeochemical features of groundwater resources in Tabriz plain, northwest of Iran. **Applied Water Science**, v. 7, n. 7, p. 3997-4011, 2017.

BATAYNEH, A. T.; AL-TAANI, A. A. Integrated resistivity and water chemistry for evaluation of groundwater quality of the Gulf of Aqaba coastal area in Saudi Arabian. **Journal of Geosciences**, 20, 403–413. 2016.

BATISTA, A.C. O. N. **Alterações hidroquímicas em reservatórios do semiárido cearense**. 2019. 120 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Ceará. Ceará. 2019.

BATISTA, P. H.; FEITOSA, A. K.; LEITE, F. E.; SALES, M. M.; SILVA, K. B. Avaliação da qualidade das águas dos rios São Francisco e Jaguaribe para fins de irrigação. **Agropecuária Científica no Semiárido**, v. 12, n. 1, p. 48-54, 2016.

BERTOLO, R.; HIRATA, R.; FERNANDES, A. Hidrogeoquímica das águas minerais envasadas do Brasil. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 37, n. 3, p. 515-529, 2016.

BERTOSSI, A. P. A.; CECÍLIO, R. A.; NEVES, M. A. et al. Qualidade da água em microbacias hidrográficas com diferentes coberturas do solo no sul do Espírito Santo. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 37, n.1, p. 107-117, 2013.

BISPO, L. R.; GASPAROTTO, A. M. S. A importância do sistema de garantia da qualidade para o tratamento de efluente industrial. **Revista Interface Tecnológica**, v. 16, n. 1, p. 736-746, 2019.

BOARETO, L.; SILVA, P. T.; SANTOS, E.; ALBUQUERQUE, E. Avaliação da sazonalidade da qualidade da água do perímetro irrigado Senador Nilo Coelho em Petrolina para agricultura. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 12, n. 3, p. 1103-1122, 2019.

BOB, M.; RAHMAN, N. A.; ELAMIN, A.; TAHER, S. Assessment of groundwater suitability for irrigation in Madinah City, Saudi Arabia. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 9, n. 1, p. 38, 2016.

BODRUD-DOZA, M.; BHUIYAN, M. A. H.; ISLAM, S. D. U.; RAHMAN, M. S.; HAQUE, M. M.; FATEMA, K. J.; RAHMAN, M. A. Hydrogeochemical investigation of groundwater in Dhaka City of Bangladesh using GIS and multivariate statistical techniques. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 8, p. 226-244, 2019.

BOMFIM, L. F. C.; COSTA, I. V. G. D.; BENVENUTI, S. M. P. **Projeto cadastro da infraestrutura hídrica do Nordeste. Estado de Sergipe**. Diagnóstico do município de Graccho Cardoso. Aracaju: CPRM, 2002.

BRAGA JÚNIOR, M. G.; MELO, J. G.; DINIZ FILHO, J. B. Comportamento hidrodinâmico e hidroquímico do sistema aquífero Barreiras-Jandaíra-Açu na área da fazenda Belém, oeste da Bacia Potiguar, CE. **Águas Subterrâneas**, v. 31, n. 3, p. 222-242, 2017.

BRASIL, CONAMA. **Conselho Nacional de meio Ambiente**, resolução n 357. 2005.



BRASIL. Acervo digital geográfico e populacional do semiárido nordestino. **Instituto Nacional do Semiárido e Sistema de Gestão da Informação e do Conhecimento do Semiárido Brasileiro - INSA/SIGSAB**, 2010. Disponível em: [http://sigsab.insa.gov.br/acervoDigital](http://http://sigsab.insa.gov.br/acervoDigital). Acesso em: 20 de novembro de 2018.

BRASIL. Agência Nacional de Águas (ANA). **Evolução da gestão dos recursos hídricos no Brasil, A = The evolution of water resources management in Brazil**. Brasília: Agência Nacional de Águas, 2002. 64p. (Edição comemorativa do Dia Mundial da Água).

BRASIL. Casa Civil. **RELATÓRIO DE ANÁLISE DE MERCADO DE TERRAS DE SERGIPE (RAMT)**. 2017. Disponível em: [http://www.incra.gov.br/media/docs/mercado-terra/ramt\\_sr23\\_2017.pdf](http://www.incra.gov.br/media/docs/mercado-terra/ramt_sr23_2017.pdf). Acesso em: 20 de julho de 2018.

BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. **Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS**. 2014.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria 2914 de 12 de dezembro de 2011**. Brasília, DF, 2011.

CAMPOS, J. N. B., C. STUDART, T. M.; MARTINZ, D. D. G., E NASCIMENTO, L. S. V. **Sobre a eficiência de pequenos e grandes reservatórios**. Disponível em: [http://www.repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/9304/1/2001\\_eve\\_jnbcampos\\_sobre.pdf](http://www.repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/9304/1/2001_eve_jnbcampos_sobre.pdf). Acesso em: 29 de setembro de 2019.

CAREY, J.C.; FULWEILER, R.W. Human activities directly alter watershed dissolved Sílica fluxes. **Biogeochemistry**, v. 111, n. 1-3, p. 125-138, 2012.

CARNEIRO, F. A. **Modelagem hidrogeoquímica do sistema aquífero pelito-carbonático existente no CNPMS da Embrapa Sete Lagoas, MG, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, p 342. 2014.

CARPENTER S. R.; STANLEY, E. H.; ZANDEN, M. J.V. State of the World's Freshwater Ecosystems: Physical, Chemical, and Biological Changes. **Annual Review Environment Resources**, v. 36, p. 75-99, 2011.

CLIMATEMPO. **Site de meteorologia do Brasil**. Disponível em: <https://www.climatepo.com.br/>. Acesso em: 16 de agosto de 2019.

CODEVASF. **Almanaque Vale do São Francisco**, edição 1, Codevasf, 412 p., 2001.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO. **O CBHSF**. S. 1.: Belo Horizonte, 2017. Disponível em: <https://cbhsaofrancisco.org.br/o-cbhsf/>. Acesso em: 20 de novembro de 2018.

CONNOR, N. P.; SARRAINO, S.; FRANTZ, D. E.; BUSHAW-NEWTON, K.; MACAVOY, S. E. Geochemical characteristics of an urban river: Influences of an anthropogenic landscape. **Applied Geochemistry**, v. 47, p. 209-216, 2014.

CORDEIRO, G. G. Qualidade de água para fins de irrigação: conceitos básicos e práticos. **Embrapa Semiárido-Documentos (INFOTECA-E)**, 2001.

CORREIA, W. S. Planície aluvionar do rio Mogi-Guaçu-SP: **Caracterização hidroquímica e isotópica das águas**. 2019. 152 f. Dissertação de mestrado. Departamento de Geociências. Universidade estadual de Campinas. 2019.

COSTA, O. A. Análise climática: Balanço hídrico de Sergipe. **Aracaju: IESAP**, 1988.

COWAN, J. C.; WEINTRITT, D. J. Water-formed scale deposits. Houston, **TX: Gulf Publishing Company**, 1976.

CRUZ, W. B.; MELO, F. A. P. **Estudo geoquímico preliminar das águas subterrâneas do nordeste do Brasil**. Recife, SUDENE/Divisão de Documentação. SUDENE, Hidrogeologia, 8. 16p. 1968.

DA SILVA PEIXOTO, F.; PEREIRA, T. C. Abastecimento e qualidade da água subterrânea no município de Serra do Mel-RN/BRASIL. **Revista de Geociências do Nordeste**, v. 5, n. 1, p. 54-72, 2019.

DA SILVA RIBEIRO, L.; DOS SANTOS, A. R.; DA SILVA SOUZA, L. F.; SOUZA, J. S. Rochas silicáticas portadoras de potássio como fontes do nutriente para as plantas solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 34 (3), 891-897. 2010.

DA SILVA RIBEIRO, L.; DOS SANTOS, A. R.; DA SILVA SOUZA, L. F.; SOUZA, J. S. Rochas silicáticas portadoras de potássio como fontes do nutriente para as plantas solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 34 (3), 891-897.2010.

DA SILVA, E. B.; ARAÚJO-NETO, J. R. Caracterização das variáveis hidroquímicas na sub-bacia do Alto Jaguaribe, Ceará utilizando análise multivariada e SIG. **Revista Engenharia na Agricultura**; Viçosa, v.24, n.5, p. 417-426, 2016.

DA SILVA, G. E. B. **Elaboração de mapa potenciométrico para análise do aquífero costeiro do parque nacional da restinga de Jurubatiba, porção sul da bacia de Campos, Rio de Janeiro.** Trabalho Final de Curso (Graduação em Geologia). Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ. Rio de Janeiro. 2019.

DA SILVA, M. A. M; SCHREIBER, B. Charlotte; DOS SANTOS, Carla L. Evaporitos como recursos minerais. **Brazilian Journal of Geophysics**, v. 18, n. 3, 2018.

DA SILVA, M. L.; DA SILVA, M. D. S. R. Perfil da qualidade das águas subterrâneas de Manaus. **Holos Environment**, v. 7, n. 1, p. 01-15, 2019.

DANTAS, J. DE L.; DOS SANTOS, F. V.  
Clima x agricultura no município de Graccho Cardoso/SE.  
In: Congresso Brasileiro de Agrometeorologia em Aracaju/SE. 15., 2007. **Anais...** Aracaju/SE. 2007.

DE ARAÚJO NETO, J. R.; GOMES, F. E. F.; DE QUEIROZ PALÁCIO, H. A.; DA SILVA, E. B.; BRASIL, P. P. Similaridade de solos quanto a salinidade no vale perenizado do rio Trussu, Ceará. **IRRIGA**, v. 21, n. 2, p. 327-327, 2016.

DE LEMOS, MARCÍRIO; NETO, MIGUEL FERREIRA; DIAS, NILDO DA S.  
Sazonalidade e variabilidade espacial da qualidade da água na Lagoa do Apodi, RN. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental-Agriambi**, v. 14, n. 2, 2010.

DE MONTETY, V.; RADA KOVITCH, O.; VALLET-COULOMB, C.; BLAVOUX, B.; HERMITTE, D.; VALLES, V. Origin of groundwater salinity and hydrogeochemical processes in a confined coastal aquifer: case of the Rhône delta (Southern France). **Applied Geochemistry**, v. 23, n. 8, p. 2337-2349, 2008.

DE OLIVEIRA, T. M. B. F.; GOMIDE, C. D. M.; DO NASCIMENTO, I. R. Diversidade das unidades e dos produtores de derivados do leite em Nossa Senhora da Glória, semi-árido sergipano. In: **Embrapa Gado de Leite-Artigo em anais de congresso (ALICE)**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE SISTEMAS DE PRODUÇÃO, 7., 2007, Fortaleza. Agricultura familiar, políticas públicas e inclusão social: anais. Fortaleza: SBSP, 2007.

DE OLIVEIRA, T. W. D. S.; DA SILVA, S. H. P.; SILVA, D. F.; VIANA, J. F. C.; FIRMO, W. D. C. A.; SILVA, M. R. C. Aspecto da sazonalidade nos parâmetros físico-químicos da água dos poços, Raposa-Maranhão, Brasil. **Águas Subterrâneas**, v. 33, n. 2, 2019.

DE QUEIROZ SALLES, L.; LEAL, L. R. B.; DE ARAUJO PEREIRA, R. G. F.; LAUREANO, F. V.; DE MORAIS NASCIMENTO, S. A.; DO ROSÁRIO ZUCCHI, M.; DA SILVA BARBOSA, N. Ferramentas Hidrogeoquímicas e Isotópicas ( $\delta^{18}\text{O}$  e  $\delta^2\text{H}$ ) Aplicadas no Entendimento dos Processos de Salinização da Água Subterrânea em Aquíferos Carbonáticos Proterozoicos: Evidencia do Semiárido do Nordeste Brasileiro. **Anuário do Instituto de Geociências**, v. 42, n. 2, p. 117-125, 2019.

DE SOUZA FILHO, F. D. A.; CAMPOS, J. N. B. Um método paramétrico de avaliação do potencial de salinização de reservatórios aplicado a regiões semi-áridas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 10, n. 2, p. 5-14, 2005.

DE TOLEDO, M. C. M.; PEREIRA, V. P. A variabilidade de composição da apatita associada a carbonatitos. **Revista do Instituto Geológico**, v. 22, n. 1-2, p. 27-64, 2001.

DELGADO, C.; PACHECO, J.; CABRERA, A.; BATLLORI, E.; ORELLANA, R.; BAUTISTA, F. Quality of groundwater for irrigation in tropical karst environment: the case of Yucatan, Mexico. **Agricultural Water Management**, v. 97, n. 10, p. 1423-1433, 2010.

DEMOGRÁFICO, **IBGE** Censo. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br>. Acesso em: 17 de outubro de 2019. v. 3, 2010.

DEMUELENAERE, R. G. D. A. **Análise geoquímica do transporte dos principais elementos constituintes do chorume em meios porosos**. Tese (Doutorado em Geociências - Geoquímica ambiental) - Universidade Federal Fluminense, 2010.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE OBRAS CONTRA AS SECAS - **DNOCS** – Coordenadoria estadual de Sergipe. **Ficha técnica operacional do açude – CEST - SE**. 2018. Disponível em: <http://cbhsaofrancisco.org.br/2017/>. Acesso em: 01 de novembro de 2018.

DEUTSCH, W. J.; SIEGEL, R. **Groundwater geochemistry: fundamentals and applications to contamination**. Florida, USA: CRC Press. 1997.

DNOCS. Coordenadoria Estadual de Sergipe. **Ficha técnica operacional do açude – CEST - SE**. 2000.

DO RIO, Comitê da Bacia Hidrográfica. São Francisco (CBHSF). 2014. **A Bacia**. Disponível **Comitê da bacia hidrográfica do rio São Francisco em:** [<http://cbhsaofrancisco.org.br/a-bacia/>]. Reviewed, v. 25, 2017.

DODDS, W. K.; SMITH, Val H. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. **Inland Waters**, v. 6, n. 2, p. 155-164, 2016.

DOS ANJOS NEVES, M., MACEDO, L. C. B.; FONSECA, L. C.; ALVES, J. D. P. H. Qualidade da água do reservatório Jaime Umbelino–Barragem do poxim/Sergipe. **Interfaces Científicas-Saúde e Ambiente**, v. 5, n. 1, p. 81-94, 2016.

DOS SANTOS, J. S.; DE OLIVEIRA, E.; MASSARO, S.. Avaliação da salinização de açudes no semiárido brasileiro por ICP-AES. **Química Nova**, v. 23, n. 4, p. 453-456, 2000.

DREVER, J. C.; HUNTER, J. A. A. Giant hogweed dermatitis. **Scottish Medical Journal**, v. 15, n. 9, p. 315-319, 1970.

DREVER, J. I. The geochemistry of natural waters: surface and groundwater environments. 3. ed. New Jersey: **Prentice Hall**, 1997. 436 p. Cap 1. p.1-13.

EL-SAYED, S. A. Study of Groundwater in Northeast Cairo Area, Egypt. **Journal Of Geoscience And Environment Protection**, [s.l.], v. 06, n. 04, p.229-251, 2018. Scientific Research Publishing, Inc.

EMBRAPA. **Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária**. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Rio de Janeiro, RJ. Disponível em: <https://www.embrapa.br/solos/sibcs/classificacao-de-solos/ordens/luvisolos>. Acesso em: 09 de janeiro de 2020.

EUGSTER, H. P. Geochemistry of evaporitic lacustrine deposits. **Annual Review of Earth and Planetary Sciences**, v. 8, n. 1, p. 35-63, 1980.

EUGSTER, H. P.; HARDIE, L. A. Saline lakes. In Chemistry, Geology, and Physics of Lakes, ed. A. Lerman, pp. 277 – 93. New York: **Springer**. 1978.

FALKENMARK, M.; LINDH, G. **Water for a starving world**. Routledge, 2019.

FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J.; FEITOSA, E. C.; DEMETRIO, J. G. A. SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL - CPRM. **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. Rio de Janeiro: CPRM: LABHID, 2008. 812 p.

FERNANDES, C. M. D.; TEIXEIRA, N. P.; BORGES, R. M. K.; BETTENCOURT, J. S. Química mineral da muscovita de rochas graníticas e greisens da Suíte Intrusiva Velho

Guilherme, Província Estanífera do Sul do Pará. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 36, n. suppl. 1, p. 26-33, 2016.

FERREIRA, F. L. Q. **Produção e caracterização de nanocompósitos híbridos de nanotubos de carbono e dolomita em poliéster para aplicação em dispositivos de sinalização viária**. 2017. 87 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química), Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Minas Gerais, 2017.

FERREIRA, R. A.; AGUIAR NETTO, A. D. O.; SANTOS, T. I. S.; SANTOS, B. L.; MATOS, E. L. D. Nascentes da sub-bacia hidrográfica do rio Poxim, estado de Sergipe: da degradação à restauração. **Revista Árvore**, v. 35, n. 2, p. 265-277, 2011.

FONSECA, D. S.; BACIC, I. R. Enxofre. **Economia mineral do Brasil**, v. 2, p. 126-141, 2009.

FONTES, A. S. **Vulnerabilidade à salinização das águas superficiais da Bacia do Rio Jacuipe por meio de traçadores ambientais**. 2008. 193 f. Tese (Doutorado em Geofísica). Instituto de Geociências da Universidade Federal da Bahia, 2008.

FOSTER, M. D. Layer charge relations in the dioctahedral and trioctahedral micas. **American Mineralogist: Journal of Earth and Planetary Materials**, v. 45, n. 3-4, p. 383-398, 1960.

FREDDO, F. V. J. **Qualidade das águas subterrâneas rasas do aquífero Barreiras: estudo de caso em Benevides, PA**. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos) do Instituto de Geociências, Universidade Federal de Pará. 2018.

FREIRE, G. S. S.; GOMES, D. F.; LIMA, S. F.; MAIA, L. P.; LACERDA, L. D. Geochemistry of continental shelf sediments of the Ceará Coast, North-Eastern Brazil. In: **Environmental Geochemistry in Tropical and Subtropical Environments**. 2004.

FRÍAS, G. J. H.; PINILLA, L. C. S. Influencia de la dureza del agua en ríos y pozos en la efectividad de Plaguicidas, provincia de Los Santos, Panamá. **Revista Investigaciones Agropecuarias**, v. 1, n. 2, p. 28-42, 2019.

FU, C.; LI, X.; MA, J.; LIU, L.; GAO, M.; BAI, Z. A hydrochemistry and multi-isotopic study of groundwater origin and hydrochemical evolution in the middle reaches of the Kuye River basin. **Applied Geochemistry**, v. 98, p. 82-93, 2018.

GAO, Z.; LIU, J.; FENG, J.; WANG, M., & WU, G. Hydrogeochemical Characteristics and the Suitability of Groundwater in the Alluvial-Diluvial Plain of Southwest Shandong Province, China. **Water**, v. 11, n. 8, p. 1577, 2019.

GARCIA, C. A. B.; ALVES, J. P. H. Qualidade da Água. Relatório de Pesquisa – LQA/UFS. São Cristóvão 2006. **In: Diagnóstico e avaliação da sub-bacia hidrográfica do Rio Poxim.** Relatório de Pesquisa. UFS/FAPESE. São Cristóvão, 2006.

GARCIA, C. A. B.; MELO, A. P. D. S.; GARCIA, H. L.; NASCIMENTO, C. D. C.; COSTA, S. S. L. D.; MENDONÇA, M. C. S.; ARAÚJO, R. G. O. Evolution on the water quality in Sergipe hinterland reservoirs, northeast Brazil. **Journal of Environmental Science and Engineering B**, v. 6, p. 345-351, 2017.

GARCIA, H. L.; GARCIA, C. A. B.; DE SOUZA MELO, A. P.; JÚNIOR, J. B. S. Índices de Qualidade da Água dos Reservatórios de Sergipe. **In: Proceedings of Safety, Health and Environment World Congress.** 2014. p. 105-108. 2014.

GIBBS, R. J. Mechanisms controlling world water chemistry. **Science**, v. 170, n. 3962, p. 1088-1090, 1970.

GOMES, M. A.; DA SILVA RAMOS, E. V.; DOS SANTOS, L. C.; BITU, S. G.; GADELHA, A. J. F. Avaliação Hidroquímica e de Parâmetros Físico-Químicos de Qualidade das Águas Subterrâneas da Zona Urbana do Município de Sousa-PB. **Águas Subterrâneas**, v. 32, n. 2, p. 162-172, 2018.

GOMES, M. V. T.; COSTA, A. S.; GARCIA, C. A. B.; PASSOS, E. D. A.; ALVES, J. D. P. H. Concentrações e associações geoquímicas de Pb e Zn em sedimentos do rio São Francisco impactados por rejeitos da produção industrial de zinco. **In: Química Nova**, v.33, n.10, p.2088-2092, 2010.

GOMES, O. V. D. O. **Hidrogeoquímica dos aquíferos da bacia sedimentar do Macacu–Itaboraí, RJ.** 2012. 244 f. Tese (Doutorado em Geociências - Geoquímica Ambiental). Universidade Federal Fluminense. 2012.

GRANJEIRO, M. L.; SANTIAGO, M. M. F.; SILVA, C. M. S. V.; FRISCHKORN, H.; TEIXEIRA, Z. A.; MENDES FILHO, J. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. 18. Razões iônicas e índices de Langelier e Larson no estudo hidrogeoquímico das águas subterrâneas no município de Quixeré-Ceará. **Anais...** Campo Grande – MS. p. 22-26, 2009.

GUIMARÃES, D. P.; LANDAU, E. C.; BARROS, C. A. Uso do Google Earth para a estimativa da extensão do Rio São Francisco. **In: Embrapa Milho e Sorgo-Artigo em anais de congresso (ALICE)**. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 15., 2011, Curitiba. Anais... São José dos Campos: INPE, 2011., 2011.

GUIMARÃES, G. P.; MELLO, W. Z. Estimativa do fluxo de amônia na interface ar-mar na Baía de Guanabara – estudo preliminar. **Química Nova**, v. 29, n.1, p. 54-60, 2006.

GUMBO, J. R.; DZAGA, R. A.; NETHENGWE, N. S. Impact on water quality of Nandoni water reservoir downstream of municipal sewage plants in Vhembe District, South Africa. **Sustainability**, v. 8, n. 7, p. 597, jun. 2016.

GUO, C.; QIN, Y.; MA, D.; XIA, Y.; CHEN, Y.; SI, Q.; LU, L. Ionic composition, geological signature and environmental impacts of coalbed methane produced water in China. **Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects**, p. 1-15, 2019.

GUZZO, P. L. Quartz. CETEM/MCTI. 2008.

HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, v.4, n.1, p.9, 2001. Disponível em: [https://paleo.carleton.ca/2001\\_1/past/past.pdf](https://paleo.carleton.ca/2001_1/past/past.pdf). Acesso em: 15 de maio de 2018.

HARDIE, L. A. The evolution of closed basin brines. **Mineralogical Society of America Special Publication**, v. 3, p. 273-290, 1970.

HARRISON, T. N. Chemical variation in micas from the Cairngorm pluton, Scotland. **Mineralogical Magazine**, v. 54, n. 376, p. 355-366, 1990.

HAWTHORNE, F. C.; CEMY, P. The mica group. Mae shorteourse handbook. **In: P. Cemy (ed.) MAC. Short course in Granitic Pegmatitictn Science and Industry**, 8, pp.: 63-98. 1982.

HE, S.; WU, J. Hydrogeochemical characteristics, groundwater quality, and health risks from hexavalent chromium and nitrate in groundwater of Huanhe formation in Wuqi County, Northwest China. **Exposure and Health**, v. 11, n. 2, p. 125-137, 2019.

HEM, J. D. Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. Department of the Interior, **US Geological Survey**, 1985.



HENRY, S.; BOYLE, P.; LAMBIN, E. F. Modelling inter-provincial migration in Burkina Faso, West Africa: The role of socio-demographic and environmental factors. **Applied Geography**, London, v. 23, n. 2, p. 115-136, 2003.

HONGYU, K.; SANDANIELO, V. L. M.; DE OLIVEIRA JUNIOR, G. J. Análise de componentes principais: resumo teórico, aplicação e interpretação. **E & S Engineering and Science**, v. 5, n. 1, p. 83-90, 2016.

ITABAIANA, I. M.; FILHO, D. T.; TEIXEIRA, P. A. Análise das relações iônicas como parte da análise hidroquímica das águas subterrâneas à oeste do rio guandu - baixada Fluminense – RJ. **In: Congresso Brasileiro de Geologia de Engenharia e Ambiental**. 16. **Anais...** São Paulo/SP, 2018.

JACOMINE, P. K. T.; MONTENEGRO, J. O.; RIBEIRO, M. R.; FORMIGA, R. A. Levantamento exploratório-reconhecimento de solos do Estado de Sergipe. **Embrapa Solos-Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento (INFOTECA-E)**, 1975.

JALALI, L.; ZAREI, M.; GUTIÉRREZ, F. Salinization of reservoirs in regions with exposed evaporites. The unique case of Upper Gotvand Dam, Iran. **Water research**, v. 157, p. 587-599, 2019.

JEPPESSEN, E.; BRUCET, S.; NASELLI-FLORES, L.; PAPASTERGIADOU, E.; STEFANIDIS, K.; NOGES, T.; BUCAK, T. Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity. **Hydrobiologia**, v. 750, n. 1, p. 201-227, 2015.

JOHNSON, R. A.; WICHERN, D. W. Applied multivariate statistical analysis (Vol. 5, No. 8). Upper Saddle River, NJ: **Prentice hall**. 2002.

KASEDDE, Hillary et al. Characterization of brines and evaporites of Lake Katwe, Uganda. **Journal of African Earth Sciences**, v. 91, p. 55-65, 2014.

KAUSHAL, S. S. Increased salinization decreases safe drinking water. **Environmental Science & Technology**. 50 (6), 2765-2766, 2016.

KAUSHAL, S. S.; DUAN, S.; DOODY, T. R.; HAQ, S.; SMITH, R. M.; JOHNSON, T. A. N.; WOOD, K. L. Human-accelerated weathering increases salinization, major ions, and alkalization in fresh water across land use. **Applied Geochemistry**, v. 83, p. 121-135, 2017.

KAUSHAL, S. S.; LIKENS, G. E.; UTZ, R. M.; PACE, M. L.; GRESE, M.; Yepsen, M. Increased river alkalization in the Eastern US. **Environmental science & technology**, v. 47, n. 18, p. 10302-10311, 2013.

KIRABIRA, J. K.; KASEDDE, H.; BÄBLER, M. U.; MAKUMBI, T. Phase Developments during Natural Evaporation Simulation of Lake Katwe Brine Based on Pitzer's Model. **British Journal of Applied Science & Technology**, v. 4, n. 11, p. 1-7. 2015.

KUMAR S. K.; RAMMOHAN V.; SAHAYAM J. D.; JEEVANANDAM J. Assessment of groundwater quality and hydrogeochemistry of Manimuktha River basin, Tamil Nadu, India. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 159, n. 1-4, p. 341, 2009.

LEMOS, M.; NETO, M. F.; DIAS, N. S. Sazonalidade e variabilidade espacial da qualidade da água na Lagoa do Apodi, RN. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental-Agriambi**, v. 14, n. 2, 2010.

LEVY, D. B.; AMRHEIN, C. Geochemical evolution of hypersaline cave pools, Guadalupe Mountains, New Mexico. **Chemical Geology**, 290, n. 1-2, p. 60-66. 2011.

LI, P.; TIAN, R.; LIU, R. Solute geochemistry and multivariate analysis of water quality in the Guohua phosphorite mine, Guizhou Province, China. **Exposure and Health**, v. 11, n. 2, p. 81-94, 2019.

LI, P.; WU, J.; QIAN, H. Hydrochemical appraisal of groundwater quality for drinking and irrigation purposes and the major influencing factors: a case study in and around Hua County, China. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 9, n. 1, p. 15, 2016.

LI, P.; ZHANG, Y.; YANG, N.; JING, L.; YU, P. Major ion chemistry and quality assessment of groundwater in and around a mountainous tourist town of China. **Exposure and Health**, v. 8, n. 2, p. 239-252, 2016.

LIMA, J. A. D.; DAMBROS, M. V. R.; ANTONIO, M. A. P. M. D.; JANZEN, J. G.; MARCHETTO, M. Potencial da economia de água potável pelo uso de água pluvial: análise de 40 cidades da Amazônia. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 16, n. 3, p. 291-298, 2011.

LIMA, R. S. **Qualidade da água dos reservatórios situados na bacia hidrográfica dos rios Piauí–Real: uma avaliação com base em técnicas estatísticas multivariadas e razões iônicas**. 2015. 101 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos). Universidade Federal de Sergipe – UFS, Campus São Cristóvão, 2015.

LIRA, H. L.; NEVES, G. A. Feldspatos: conceitos, estrutura cristalina, propriedades físicas, origem e ocorrências, aplicações, reservas e produção. **Revista Eletrônica de Materiais e Processos**, v. 8, n. 3, p. 110-117, 2013.

LIU, F.; SONG, X.; YANG, L.; HAN, D.; ZHANG, Y.; MA, Y.; BU, H. The role of anthropogenic and natural factors in shaping the geochemical evolution of groundwater in the Subei Lake basin, Ordos energy base, Northwestern China. **Science of the Total Environment**, v. 538, p. 327-340, 2015.

LIU, M.; ZHAO, L.; LIN, L.; LI, Q.; HU, Y.; TAO, J.; TANG, X. Water chemistry and source analysis of major ions of Bangong Lake in Tibetan Plateau. **In: IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**. IOP Publishing, 2020. p. 012016.

LIU, P.; YANG, M.; SUN, Hydro-geochemical processes of the deep Ordovician groundwater in a coal mining area, Xuzhou, China. **Hydrogeology Journal**, v. 27, n. 6, p. 2231-2244, 2019.

LØDØEN, T. K. THE ROCK ART PROJECT –Investigations at the Rock Art Sites Vingen, Bremanger, Sogn og Fjordane and Hjemmeluft, Alta, Finnmark. **SECURING AND PROTECTING ROCK ART – UNIVERSITY OF BERGE**. 1996–2005. 2010.

LOPES, E. S. A.; LIMA, S. L. S. Análise do programa um milhão de cisternas rurais-P1MC, no município de Tobias Barreto, estado de Sergipe. **MELO, ROL de; HANSEN, DL (Orgs.). Ensaios econômicos: conceitos e impasses do desenvolvimento regional**, v. 1, p. 275-324, 2005.

LOPES, S. M. **Avaliação espaço-temporal da qualidade da água do reservatório da UHE Capivari-Cachoeira e corpos hídricos relacionados: uma abordagem de longo prazo**. 2019. 131 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental). Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2019.

LU, T.; CHEN, N.; DUAN, S.; CHEN, Z.; HUANG, B. Hydrological controls on cascade reservoirs regulating phosphorus retention and downriver fluxes. **Environmental Science and Pollution Research International**, v. 23, n. 23, p. 24166-24177, 2016.

LUCAS, A. A. T., MOURA, A. S. A.; NETTO, A. D. O. A.; FACCIOLI, G. G.; DE SOUSA, I. F. Qualidade da água no Riacho Jacaré, Sergipe Brasil usada para irrigação. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada-RBAI**, v. 8, n. 2, p. 98-105, 2014.

LUCAS, A. A. T.; AGUIAR NETTO, A. D. O. (Orgs.): **Águas do São Francisco**. São Cristóvão, SE: EDUFS, 33-68. 2011.

LUIZ, T. B. P.; DA SILVA, J. L. S. Characterization of hydrogeochemical processes in groundwater of Santa Maria Aquifer System, in the central region of Rio Grande do Sul. **Ciência e Natura**, v. 39, n. 2, p. 38, 2017.

LUIZ, T. B. P.; DA SILVA, J. L. S.; DESCOVI FILHO, L. L. V. INVESTIGAÇÃO Hidroquímica de Teores Elevados de Fluoreto em Águas Subterrâneas de Porção do Sistema Aquífero Guarani, no Sul do Brasil. **Anuário do Instituto de Geociências**, v. 41, n. 1, p. 52-65, 2019.

MAAVARA, T.; PARSONS, C. T.; RIDENOUR, C.; STOJANOVIC, S.; DÜRR, H. H.; POWLEY, H. R.; VAN CAPPELLEN, P. Global phosphorus retention by river damming. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 112, n. 51, p. 15603-15608, 2015.

MACPHERSON, G. L.; SULLIVAN, P. L. Dust, impure calcite, and phytoliths: Modeled alternative sources of chemical weathering solutes in shallow groundwater. **Chemical Geology**, v. 527, p. 118871, 2019.

MACPHERSON, G. L.; SULLIVAN, Pamela L. Dust, impure calcite, and phytoliths: Modeled alternative sources of chemical weathering solutes in shallow groundwater. **Chemical Geology**, v. 527, p. 118871, 2019.

MADUREIRA FILHO, J. B.; ATENCIO, D. McREATH, I. Minerais e rochas: constituintes da Terra sólida. In: TEIXEIRA, W. et al. (Orgs.) **Decifrando a Terra**. São Paulo: Oficina de Textos, 2000.

MANLY, B. Multivariate Statistical Methods. New York, **Chapman and Hall**, 1986. 159 p.  
MARENGO, Jose A. Vulnerabilidade, impactos e adaptação à mudança do clima no semiárido do Brasil. **Parcerias estratégicas**, v. 13, n. 27, p. 149-176, 2010.

MATTOS, J. B.; CRUZ, M. J. M.; DE PAULA, F. C. F.; SALES, E. F. Tipologia hidrogeoquímica e qualidade das águas subterrâneas na área Urbana do município de Lençóis, Bahia, Nordeste do Brasil. **Águas Subterrâneas**, v. 31, n. 3, p. 281-295, 2017.

MEIRELES, A. C. M.; FRISCHKORN, H.; DE ANDRADE, E. M. Sazonalidade da qualidade das águas d açude Edson Queiroz, bacia do Acaraú, no Semiárido Cearense. **Revista Ciência Agronômica**, v.38, n.1, p.25-31, 2007.

MELO, A. P. S.; GARCIA, H. L.; MENDONÇA, M.C.S.; BARRETO, V.L.; GARCIA, C.A.B. “Qualidade da água dos reservatórios Algodoeiro e Glória através do índice de qualidade de água de reservatório”. (2015) In: XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Brasília, Brasil, 2015. **Anais eletrônicos** [...]. Brasília: ABRHidro. 2015. Disponível em: [file:///C:/Users/Windows/Downloads/PAP020336%20\(2\).pdf](file:///C:/Users/Windows/Downloads/PAP020336%20(2).pdf). Acesso em: 10 de novembro de 2018.

MELO, G. W.; MEURER, E. J.; PINTO, L. F. S. Potassium-bearing minerals in two oxisols of Rio Grande do Sul State, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 4, p. 597-603, 2004.

MELO, P. R. C. D.; CARVALHO, R. S. D.; PINTO, D. D. C. HALITA. **CETEM/MCTI**. 2008.

MELO, V. D.; RIBEIRO, A. N.; MASCHIO, P. A.; CORRÊA, G. F.; LIMA, V. C. Mineralogia e formas de potássio e magnésio em diferentes classes de pesos e tamanhos da fração areia de solos do Triângulo Mineiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 2, p. 219-231, 2004.

MERCHÁN, D.; AUQUÉ, L. F.; ACERO, P.; GIMENO, M. J.; CAUSAPÉ, J. Geochemical processes controlling water salinization in an irrigated basin in Spain: Identification of natural and anthropogenic influence. **Science Of The Total Environment**, Zaragoza, n. 502, p.330-343, 2015.

MERKEL, B. J.; PLANER-FRIEDRICH, B. Geoquímica de águas subterrâneas: um guia prático de modelagem de sistemas aquáticos naturais e contaminados. **Campinas, editora da Unicamp**, p. 244. 2012.

MGBENU, C. N.; EGBUERI, J. C. The hydrogeochemical signatures, quality indices and health risk assessment of water resources in Umunya district, southeast Nigeria. **Applied Water Science**, v. 9, n. 1, p. 22, 2019.

MÖBÜS, G. Qualigraf-Software para auxiliar na análise e interpretação gráfica de dados hidroquímicos. **FUNCEME - Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos**. Versão atual 2014. Disponível para download gratuito em: <http://www5.funceme.br/qualigraf/>. Acesso em: 12 de dezembro de 2018.

MOURA, M. M.; DOS SANTOS FONTES, C.; DOS SANTOS, M. H.; DE ARAUJO FILHO, R. N.; HOLANDA, F. S. R. Estimativa de perda de solo no Baixo São Francisco sergipano. **Scientia Agraria**, v. 18, n. 2, p. 126-135, 2017.

MULLER, G.; IRION, G.; MORAIS, J.O.; TINTELNOT, M. Heavy metal concentrations in fine grained sediments in the lower course of Brazilian rivers between the state of Piauí and Espírito Santo. **In:** Proceedings of the 3rd International Symposium on Environmental Geochemistry in Tropical Countries. Niterói, p 1-4. 1999.

MURRAY H. H. C. **In Ullmann's encyclopedia of industrial chemistry**, PELC, H. (Ed.), v. A7, 5th ed. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, New York, 2006.

NASCIMENTO, S. A. M.; BARBOSA, J. S. F.; CRUZ, M. J. M.; DE LIMA, C. M. Hidrogeoquímica e índice de saturação dos minerais no sistema aquífero do Alto Cristalino de Salvador, Bahia. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 39, n. 2, 2009.

NEMATOLLAHI, M. J.; EBRAHIMI, P.; RAZMARA, M.; GHASEMI, A. Hydrogeochemical investigations and groundwater quality assessment of Torbat-Zaveh plain, Khorasan Razavi, Iran. **Environmental monitoring and assessment**, v. 188, n. 1, p. 2, 2016.

NIEROP, K. G. J.; JANSEN, B.; VERSTRATEN, J. M. Dissolved organic matter, aluminium and iron interactions:precipitation induced by metal:carbon ratio, pH and competition. **The Science of the total environment**, v. 300, p. 201-211, 2002.

NOBREGA, T. F.; SOUZA, R. F.; MEDEIROS, G. F. Surface water quality of temporary reservoirs located between the semi-arid region and the Brazilian northeast coast. **Ciência e Natura**, 41, 24. 2019.

NWANKWOALA, H. O. Ionic abundance and distributions in groundwater systems: a case study. **Greener Journal of Physical Sciences**, 3, 115–130. 2013.

OLIVEIRA, J. N. P. **A influência da poluição difusa e do regime hidrológico peculiar do semiárido na qualidade da água de um reservatório tropical**. 2012. 95 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2012.

OLIVEIRA, L. B. D.; FONTES, M. P. F.; RIBEIRO, M. R.; KER, J. C. Morphology and classification of luvisols and planosols developed on metamorphic rocks in semiarid northeastern Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 5, p. 1333-1345, 2009.

OLIVEIRA, L. D. S.; DE SOUZA, L. S. B.; DE MOURA, M. S. B.; RODRIGUES, G. D. S. Efeito do aumento da temperatura na classificação climática do município de Nossa Senhora da Glória, SE. **In:** CONGRESSO INTERNACIONAL DA REALIDADE SEMIÁRIDA, 2.; SIMPÓSIO ALAGOANO SOBRE ECOSISTEMAS DO SEMIÁRIDO, 3., 2014, Delmiro Gouveia. **Anais...** Delmiro Gouveia: UFLA, Campus do Sertão, 2014.

OLIVEIRA, R. F.; MOURÃO, M. A. A.; DUARTE, U.; CASTRO, R.; DINIZ, A. M. A.; ELMIRO, M. A. T.; PEREIRA, P. B.; DINIZ, H.N. Hidroquímica das Águas Subterrâneas do Médio Jequitinhonha, Minas Gerais, Brasil. **Hidrogeologia**, v. 3, 2003.

PALÁCIO, H. A., ARAÚJO NETO, J. R.; MEIRELES, A.; ANDRADE, E. M.; SANTOS, J. C., e CHAVES, L. C. Similaridade e fatores determinantes na salinidade das águas superficiais do Ceará, por técnicas multivariadas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 4, p. 395-403, 2011.

PARKHURST, D. L.; APPELO, C. A. J. Description of input and examples for PHREEQC version 3: a computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. **US Geological Survey**, 2013.

PATRICIO LUIZ, T. B.; SILVÉRIO DA SILVA, J. L. Caracterização de processos hidrogeoquímicos em águas subterrâneas do Sistema Aquífero Santa Maria, na região central do Rio Grande do Sul. **Ciência e Natura**, v. 39, n. 2, 2017.

PAULINO, W. D.; TEIXEIRA, F. J. C. A questão ambiental e a qualidade da água nas bacias hidrográficas do Nordeste. **Centro de Gestão e Estudos Estratégicos (Brasil). A questão da Água no Nordeste. Brasília, DF: CGEE**, 2012.

PAZAND, K.; KHOSRAVI, D.; GHADERI, M. R.; REZVANIANZADEH, M. R. Identification of the hydrogeochemical processes and assessment of groundwater in a semi-arid region using major ion chemistry: A case study of Ardestan basin in Central Iran. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 6, p. 245-254, 2018.

PINTO, L. L. R.; DOS SANTOS, R. N. ANÁLISE FÍSICO QUÍMICA E MICROBIOLÓGICA DA ÁGUA DISTRIBUÍDA POR CARROS PIPAS EM QUIXADÁ. **Mostra Científica da Farmácia**, v. 5, 2019.

PIPER A. M. A graphic procedure in the geochemical interpretation of water-analyses. **Eos, Transactions American Geophysical Union**, v. 25, n. 6, p. 914-928, 1944.

PIRATOBA, A. R. A.; RIBEIRO, H. M. C.; MORALES, G. P.; GONÇALVES, W. Caracterização de parâmetros de qualidade da água na área portuária de Barcarena, PA, Brasil. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 12, n. 3, p. 435-456, 2017.

POGGENBURG, C.; MIKUTTA, R.; SCHIPPERS, A.; DOHRMANN, R.; GUGGENBERGER, G. Impact of Natural Organic Matter Coatings on the Microbial Reduction of Iron Oxides. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, 2018.

QISHLAQI, A.; ABDOLAH, M.; ABBASNEJAD, A. Hydrogeochemical Evolution of Groundwater Resource in an Arid Region of Southeast Iran (Ravar plain–Kerman province). **Journal of Sciences, Islamic Republic of Iran**, v. 29, n. 3, p. 253-269, 2018.

QU, B.; SILLANPÄÄ, M.; ZHANG, Y.; GUO, J.; WAHED, M. S. A.; e KANG, S. Water chemistry of the headwaters of the Yangtze River. **Environmental earth sciences**, v. 74, n. 8, p. 6443-6458, 2015.

RAMALHO M. F. DE J. L.. A fragilidade ambiental do Nordeste brasileiro: o clima semiárido e as imprevisões das grandes estiagens. **Sociedade e Território**, v. 25, n. 2, p. 104-115, 2013.

REBOUÇAS, A. **Uso inteligente da água**. Escrituras Editora e Distribuidora de Livros Ltda., 2015.

REDWAN, M.; MONEIM, A. A. A. Factors controlling groundwater hydrogeochemistry in the area west of Tahta, Sohag, Upper Egypt. **Journal of African Earth Sciences**, v. 118, p. 328-338, 2016.

RIEDER M.; CAVAZZINI G.; D'YAKONOV Y. S.; FRANK-KAMENETSKII V. A.; GOTTARDI, G.; GUGGENHEIM, S.; KOVAL P. V.; MÜLLER G.; NEIVA, A. M. R.; RADOSLOVICH, E. W.; ROBERTLL.; SASSI, F. P.; TAKEDAH.; WEISS, Z.; WONES, D. R. Nomenclature of the micas. **Cano Mineral**, 36:905- 912. 1998.

RODRIGUES, E. H. C., VICENTIN, A. M., MACHADO, L. D. S., POMPÊO, M. L. M., & CARLOS, V. M. Fitoplâncton, Estado Trófico e Potencial Ecológico em Reservatórios do Estado de São Paulo, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 14, n. 5, 2019.

RODRIGUES, E. H. C., VICENTIN, A. M., MACHADO, L. D. S., POMPÊO, M. L. M., & CARLOS, V. M. Fitoplâncton, Estado Trófico e Potencial Ecológico em Reservatórios do Estado de São Paulo, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 14, n. 5, 2019.

SANTIAGO, M. M. F. **Mecanismos de Salinização em regiões semiáridas. Estudo de açudes Pereira de Miranda e Caxitoré no Ceará**. 1984. 189 f. Tese (Doutorado em Geologia) – Universidade de São Paulo, 1984.



SANTIAGO, R. N. S. **Processos hidrogeoquímicos em águas subterrâneas no cristalino em Caucaia/CE. Contribuição da modelagem inversa através do PHREEQC.** 2010. 78 f. Dissertação (Mestrado em Física) – Universidade Federal do Ceará, 2010.

SANTOS, C. E. O. **Qualidade da água do reservatório Poção da Ribeira: uma avaliação com base em técnicas estatísticas multivariadas e nos processos geoquímicos de salinização.** Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos). 2016. 97 f. Universidade Federal de Sergipe – UFS, Campus São Cristóvão, 2016.

SANTOS, C. E. O.; PEIXOTO, J. S.; ALVES, J. P. H. Geoquímica das águas do reservatório Poção da Ribeira, Agreste Central de Sergipe. **Scientia Plena**, v. 13, n. 10, p. 1-10, 2017.

SANTOS, E. F. N.; SOUSA, I. F. Análise estatística multivariada da precipitação do estado de Sergipe através dos fatores e agrupamentos. **Revista Brasileira de Climatologia**, 23. 2018.

SANTOS, J. P.; AZEVEDO, S.G.; MISTRETTA, G. Novos aspectos da salinização das águas subterrâneas do cristalino do Rio Grande do Norte. **In: IPT Comunicação Técnica.** IPT, 1984.

SANTOS, J. S. D.; OLIVEIRA, E. D.; MASSARO, S. Avaliação da salinização de açudes no semi-árido brasileiro por ICP-AES. **Química nova**, v. 23, n. 4, p. 453-456, 2000.

SANTOS, J. S.; OLIVEIRA, E.; BRUNS, R. E.; GENNARI, R. F. Evaluation of the salt accumulation process during inundation in water resource of Contas river basin (Bahia–Brazil) applying principal component analysis. **Water Research**, v.38, p.1579–1585, 2004.

SANTOS, J. S.; SANTOS, M. L. P.; ALEXANDRINO, D. M. Comparative study of the salinization process in surface water reservoirs located in two distinct regions in southwestern Bahia, Brazil. **Journal of the Brazilian Chemical Society**. v. 22. n. 8. p. 1418-1426. São Paulo. 2011.

SANTOS, M. G.; SANTINO, M. B. C.; JUNIOR, I. B. Alterações espaciais e temporais de variáveis limnológicas do reservatório do Monjolinho (Campus da UFSCAR). **Oceologia Australis**, v. 15, n. 3, p. 682-696, 2011.

SANTOS, P. S. Ciência e Tecnologia de Argilas, vol. 2, **Editora Edgard Blücher Ltda.** S. Paulo, Brasil, v. 231, 1992.

SANTOS, R. S. **Análise integrada da paisagem do geocomplexo alto sertão sergipano**. 2018. 127 f. Dissertação (mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Sergipe, 2018.

SAOU, ABDELHAMID; MAZA, MUSTAPHA; SEIDEL, JEAN LUC. Hydrogeochemical Processes Associated with Double Salinization of Water in an Algerian Aquifer, Carbonated and Evaporitic. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 21, n. 4, 2012.

SAR – **Sistema de Acompanhamento de Reservatórios**. 2017. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/sar0/>. Acesso em: 17 de outubro de 2019.

SARDEIRO, S. S. S. **Modelagem digital de terreno do município de Graccho Cardoso, nordeste de Sergipe**. 2016. 43 f. Dissertação (Mestrado em Geociências e Análise de Bacias). Universidade Federal de Sergipe, 2016.

SCHOELLER, H. Utilite de la notion des échanges de bases pour le comparision des eaux souterraines. **Société Géologie Comptes Rendus Sommaire et Bulletin, série**, v. 5, p. 651-657, 1935.

SECRETARIA DE ESTADO DA AGRICULTURA. **Desenvolvimento Agrário e da Pesca do governo de Sergipe**. 2018. Disponível em: <http://www.seagri.se.gov.br/>. Acesso em 23 de novembro de 2018.

SELVAKUMAR, S.; CHANDRASEKAR, N.; KUMAR, G Hydrogeochemical characteristics and groundwater contamination in the rapid urban development areas of Coimbatore, India. **Water resources and industry**, v. 17, p. 26-33, 2017.

SEMARH - **Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos - Superintendência de Recursos Hídricos**. Sergipe: Atlas Digital Sobre Recursos Hídricos. CD-ROM, 2018.

SEMARH - **Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos - Superintendência de Recursos Hídricos**. Sergipe: Atlas Digital Sobre Recursos Hídricos. CD-ROM, 2012.

SENTHILKUMAR, S.; VINODH, K.; BABU, G. J.; GOWTHAM, B.; ARULPRAKASAM, V. Integrated seawater intrusion study of coastal region of Thiruvallur district, Tamil Nadu, South India. **Applied Water Science**, v. 9, n. 5, p. 124, 2019.

SERGIPE. Secretaria de Estado do Planejamento, Orçamento e Gestão. **Enciclopédia dos municípios Sergipanos**. SEPLAG, 231 p., Aracaju, 2014.

SERHMA (Sergipe). **Atlas Digital sobre Recursos Hídricos de Sergipe**. Aracaju. Disponível em: [http://157.230.2.190/portalsrecursos\\_hidricos/#](http://157.230.2.190/portalsrecursos_hidricos/#). Acesso em 20 set. 2018.

SERHMA (Sergipe). **Elaboração do Plano Estadual de Recursos Hídricos**, Tomo IV, Volume 1, Diagnóstico das Disponibilidades Hídricas Superficiais e Subterrâneas, Considerando a Qualidade e Quantidade de Água (RE-6), Sergipe. Aracaju, 2010.

SHEELA, A. M.; LETHA, J.; JOSEPH, S.; CHACKO, M.; SANAL KUMAR, S. P.; THOMAS, J. Water quality assessment of a tropical coastal lake system using multivariate cluster, principal component and factor analysis. **Lakes & Reservoirs: Research and Management**, v. 17, p. 143-159, 2012.

SHEN, B. B.; WU, J. L.; JILILI, A.; GULNURA, I. Hydrochemical and Isotopic Characteristics of the Lake Balkhash Catchment, Kazakhstan. **Huan jing ke xue= Huanjing kexue**, v. 41, n. 1, p. 173, 2020.

SILVA, C. N.; NEGRÃO, F. I.; SILVA, D. R. D.; OLIVEIRA, I. B. D.; OLIVEIRA, P. R. N.; ABREU, A. S. D.; SANTOS, J. N. D.; SANTOS, A. D. A. Avaliação preliminar dos tipos hidroquímicos e qualidade das águas subterrâneas nos domínios hidrogeológicos do Estado de Sergipe. **Águas Subterrâneas**, 2014.

SILVA, C. O. F.; GOVEIA, D. Avaliação da qualidade ambiental de corpos hídricos urbanos utilizando análise multivariada. **Interações (Campo Grande)**, v. 20, n. 3, p. 947-958, 2019.

SILVA, C. S. D. **Avaliação da sustentabilidade do sistema de produção do milho em assentamentos rurais no município de Simão Dias-SE, utilizando o método ISA**. 2018. 124 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Universidade Federal de Sergipe, 2018.

SILVA, E. B.; ARAÚJO NETO, J. R. Caracterização das variáveis hidroquímicas na sub-bacia do Alto Jaguaribe, Ceará utilizando análise multivariada e SIG. **REVISTA ENGENHARIA NA AGRICULTURA-REVENG**, v. 24, n. 5, p. 417-426, 2016.

SILVA, E. B.; ARAÚJO NETO, J. R. Caracterização das variáveis hidroquímicas na sub-bacia do Alto Jaguaribe, Ceará, utilizando análise multivariada e SIG. **Engenharia na agricultura**, v. 24, n. 5, p. 417-426, 2016.

SILVA, E. B.; ARAÚJO NETO, J. R. Caracterização das variáveis hidroquímicas na subbacia do Alto Jaguaribe, Ceará, utilizando análise multivariada e SIG. **Engenharia na agricultura**, v. 24, n. 5, p. 417-426, 2016.

SILVA, E. L.; MONTEIRO, A. S. C.; FONSECA, L. C.; MACEDO, L. C. B.; ALVES, J. P. H. Salinização do reservatório Carira: Uma avaliação geoquímica usando razões iônicas. *Gestão de Recursos Hídricos e Sustentabilidade* 4. 1ed.: **Atena Editora**, 2019, v. 4, p. 24-30.

SILVA, Í. N.; FONTES, L. O.; TAVELLA, L. B.; OLIVEIRA, J. B.; OLIVEIRA, A. C. Qualidade de água na irrigação. **Agropecuária Científica no Semiárido**, Ano. 07, n. 03, 2011.

SILVA, P. A. S.; MENEZES, S. S. M. A expansão da abacaxicultura em Sergipe: Transformações produtivas na agricultura camponesa. **Caminhos de Geografia**. Uberlândia-MG v. 20, n. 71 Setembro. 2019 p.552-571. Página 552. 2019.

SILVA-FILHO, E. V.; BARCELLOS, R. G. S.; EMBLANCH, C.; BLAVOUX, B.; SELLA, S. M.; DANIEL, M.; WASSERMAN, J. C. Groundwater chemical characterization of a Rio de Janeiro coastal aquifer, SE-Brazil. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 27, n. 1, p. 100-108, 2009.

SOUSA, E. S. D. **Caracterização hidroquímica e isotópica das águas superficiais e subterrâneas no entorno da Lagoa da Confusão**, Tocantins, Brasil. 2018. 100f. Dissertação (Mestrado em Ciências do Ambiente) – Universidade Federal do Tocantins, Palmas, 2018.

SOUZA, A. M. D.; POPPI, R. J. Experimento didático de quimiometria para análise exploratória de óleos vegetais comestíveis por espectroscopia no infravermelho médio e análise de componentes principais: um tutorial, parte I. **Química Nova**. 2012.

STEFANO, P. H. P.; DE CRISTO, S. A.; GOMES, I. P.; SANTOS, M. M. N. Avaliação hidrogeoquímica das águas superficiais e subterrâneas na região sudoeste da bacia do rio Subaúma, Bahia. **Geochimica Brasiliensis**, v. 33, n. 2, p. 188-196, 2019.

STEIN, P.; CABRAL, N. M. T.; MANOEL FILHO, J.; LUCENA, L. R. F. Efeito da descontinuidade estrutural na hidrogeoquímica do aquífero Barreiras no nordeste do Brasil. **Águas Subterrâneas**, v. 33, n. 1, p. 45-57, 2019.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G. **Diretrizes para o Gerenciamento de Lagos: Gerenciamento da qualidade da água de represa**. Volume 9. 3ª edição. Oficina de textos. IIE/ILEC 300 pp. 2013.

SUASSUNA, J. Potencialidades hídricas do Nordeste brasileiro: o uso múltiplo da água e a importância do Rio São Francisco. **In: MESSIAS, Arminda Saconi; COSTA, Marcos Roberto Nunes.** Água fonte de vida. Recife: UNICAP, p. 77-98. 2005.

SUBBA RAO, N.; SRIHARI, C.; DEEPTHI SPANDANA, B.; SRAVANTHI, M.; KAMALESH, T.; ABRAHAM JAYADEEP, V. Comprehensive understanding of groundwater quality and hydrogeochemistry for the sustainable development of suburban area of Visakhapatnam, Andhra Pradesh, India. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, v. 25, n. 1-2, p. 52-80, 2019.

TERRA, L. G.; DE BORBA, W. F.; FERNANDES, G. D. A.; TROMBETA, H. W.; DA SILVA, J. L. S. Caracterização hidroquímica e vulnerabilidade natural à contaminação das águas subterrâneas no município de Ametista do Sul-RS. **Revista Monografias Ambientais**, v. 15, n. 1, p. 94-104, 2016.

THEBALDI, M. S.; LIMA, L. A.; COLARES, M. D. F. B.; SILVA, A. C. D.; LIMA, P. L. T. Dinâmica das características químicas de um substrato florestal exposto à irrigação. **Ciência Florestal**, v. 25, n. 2, p. 375-384, 2015.

TOSIC, M.; RESTREPO, J. D.; LONIN, S.; IZQUIERDO, A.; MARTINS, F. Water and sediment quality in Cartagena Bay, Colombia: Seasonal variability and potential impacts of pollution. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 216, p. 187-203, 2019.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 632 p. 2008.

VILLANUEVA, T. C. B.; LEAL, L. R. B.; ZUCCHI, M. D. R.; MIRANDA, J. G. V.; AZEVEDO, A. E. G. D.; VILLANUEVA, P. R. Caracterização hidroquímica e hidrogeológica do aquífero cárstico Salitre na região de Irecê, Bahia. **RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. 2014.

VON SPERLING, M. **Estudos de modelagem da qualidade da água de rios**. Belo Horizonte: UFMG. Vol. 7. 452 p. 2007.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto**. 3. ed. Belo Horizonte: UFMG. 588 p. 2005.

WAHED, M. S. A.; MOHAMED, E. A.; EL-SAYED, M. I., M'NIF, A.; SILLANPÄÄ, M. Crystallization sequence during evaporation of a high concentrated brine involving the system Na–K–Mg–Cl–SO<sub>4</sub>–H<sub>2</sub>O. **Desalination**, v. 355, p. 11-21, 2015a.

WAHED, M. S. A.; MOHAMED, E. A.; EL-SAYED, M. I.; M'NIF, A.; SILLANPÄÄ, M. Hydrogeochemical processes controlling the water chemistry of a closed saline lake located in Sahara Desert: Lake Qarun, Egypt. **Aquatic geochemistry**, v. 21, n. 1, p. 31-57, 2015.

WAHED, M. S. A.; MOHAMED, E. A.; EL-SAYED, M. I.; M'NIF, A.; SILLANPÄÄ, M. Geochemical modeling of evaporation process in Lake Qarun, Egypt. **Journal of African Earth Sciences**, v. 97, p. 322-330, 2014.

WANG, L.; DONG, Y.; XU, Z.; QIAO, X. Hydrochemical and isotopic characteristics of groundwater in the northeastern Tennger Desert, northern China. **Hydrogeology Journal**, v. 25, n. 8, p. 2363-2375, 2017.

XIAO, J.; JIN, Z.; WANG, J. Assessment of the hydrogeochemistry and groundwater quality of the Tarim River Basin in an extreme arid region, NW China. **Environmental management**, v. 53, n. 1, p. 135-146, 2014.

XU, P.; FENG, W.; QIAN, H.; ZHANG, Q. Hydrogeochemical Characterization and Irrigation Quality Assessment of Shallow Groundwater in the Central-Western Guanzhong Basin, China. **International journal of environmental research and public health**, v. 16, n. 9, p. 1492, 2019.

YANG, N.; WANG, G.; SHI, Z.; ZHAO, D.; JIANG, W.; GUO, L.; ZHOU, P. Application of multiple approaches to investigate the hydrochemistry evolution of groundwater in an arid region: Nomhon, Northwestern China. **Water**, v. 10, n. 11, p. 1667, 2018.

YANG, Q.; LI, Z.; MA, H.; WANG, L.; MARTÍN, J. D. Identification of the hydrogeochemical processes and assessment of groundwater quality using classic integrated geochemical methods in the Southeastern part of Ordos basin, China. **Environmental Pollution**, v. 218, p. 879-888, 2016.

ZAKI, S. R.; REDWAN, M.; MASOUD, A. M.; MONEIM, A. A. A. Chemical characteristics and assessment of groundwater quality in Halayieb area, southeastern part of the Eastern Desert, Egypt. **Geosciences Journal**, v. 23, n. 1, p. 149-164, 2019.

ZHANG, X.; MIAO, J.; HU, B. X.; LIU, H.; ZHANG, H.; MA, Z. Hydrogeochemical characterization and groundwater quality assessment in intruded coastal brine aquifers (Laizhou Bay, China). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 26, p. 21073-21090, 2017.

ZHANG, Y., XU, M., LI, X., QI, J., ZHANG, Q., GUO, J.; ZHAO, R. Hydrochemical characteristics and multivariate statistical analysis of natural water system: A case study in Kangding County, Southwestern China. **Water**, v. 10, n. 1, p. 80, 2018.

ZHANG, Z.; TAO, F.; DU, J.; SHI, P.; YU, D.; MENG, Y.; SUN, Y. Surface water quality and its control in a river with intensive human impacts—a case study of the Xiangjiang River, China. **Journal of environmental management**, v. 91, n. 12, p. 2483-2490, 2010.

ZUFFO, A. M.; GESTEIRA, G. D. S.; JÚNIOR, J. M. Z.; ANDRADE, F. R.; SOARES, I. O.; ZAMBIAZZI, E. V.; SANTOS, A. S. D. Caracterização biométrica de frutos e sementes de mirindiba (*Buchenavia tomentosa* Eichler) e de inajá (*Attalea maripa* [Aubl.] Mart.) na região sul do Piauí, Brasil. **Revista de Ciências Agrárias**, 39(3), 331-340. 2016.

## APÊNDICE A – INPUT do script PHREEQC para a melhor modelagem direta do reservatório Algodoeiro

### SOLUTION 1 Algodoeiro

```
temp    26.81
pH      7.91
pe      4
redox   pe
units   mg/l
density 1
Alkalinity 142.5 as HCO3
Ca      83.1
Cl      1107
K       17.8
Mg      141.1
Na      626.3
S(6)    308.35
-water  1 # kg
```

### REACTION 1

```
H2O(g)  -1
27.75 moles in 40 steps
```

### EQUILIBRIUM\_PHASES 1

```
CO2(g)  -3.5 0
Calcite  0 10 precipitate_only
Gypsum   0 10 precipitate_only
Halite   0 10 precipitate_only
Dolomite 0 10 precipitate_only
```

### SELECTED\_OUTPUT 1

```
-file          C:\Users\Windows\Desktop\SIMULAÇÕES ALGODOEIRO 2019 -
PRORH\1MODELAGEM ALGODOEIRO 1\5Extremo 2 - Menor STD (Julho 2017) - 1996\Maio
2018 - 1996\Maio 2018 - 1996 50% de perdaa.txt
-step          true
-pH            true
-temperature   true
-alkalinity    true
-ionic_strength true
-water         true
-charge_balance true
-percent_error  true
-totals        Ca Alkalinity Cl K Na S(6) Mg
-molalities    Ca+2 Cl- K+ Mg+2
               Na+ SO4-2 HCO3-
-equilibrium_phases Calcite Gypsum Halite Dolomite
-saturation_indices Calcite Gypsum Halite Dolomite
```

END



## APÊNDICE B — INPUT do script PHREEQC para a melhor modelagem direta do reservatório Três Barras

### SOLUTION 1 Tres Barras

```
temp    25
pH      7.5
pe      4
redox   pe
units   mg/l
density 1
Alkalinity 91.82
Ca      85.1
Cl      1704
K       3
Mg      160
Na      549
S(6)    215
-water  1 # kg
```

### REACTION 1

```
H2O(g)  -1
32.19 moles in 40 steps
```

### EQUILIBRIUM\_PHASES 1

```
CO2(g)  -3.5 10
Calcite  0 10 precipitate_only
Dolomite 0 10 precipitate_only
Gypsum   0 10 precipitate_only
Halite   0 10 precipitate_only
```

### SELECTED\_OUTPUT 1

```
-file          C:\Users\Windows\Desktop\teste\1996 e extremos\1996 - Nov 2013 perda de
58%.txt
-pH            true
-pe            true
-reaction      true
-temperature   true
-alkalinity    true
-ionic_strength true
-water         true
-charge_balance true
-percent_error  true
-totals        Ca Cl Alkalinity Mg K Na S(6)
-molalities    Ca+2 Cl- HCO3- K+
               Mg+2 SO4-2 Na+
-equilibrium_phases Calcite Gypsum Halite Dolomite
-saturation_indices Calcite Gypsum Halite Dolomite
```

END